

PLANO ESTRATÉGICO PARA A RENATURALIZAÇÃO DA BACIA DO RIO JACARÉ

PRODUTO 4 - RELATÓRIO PARCIAL III

VOLUME I



Apresentação

O presente documento, que se constitui nos volumes I e II, consolida as atividades referentes ao Relatório Parcial III - Produto 4, contendo, respectivamente, os relatórios elaborados pelos consultores da Universidade de Maryland e do Centro Ibérico de Restauração Fluvial, bem como as pesquisas sobre a dinâmica ambiental da Bacia do Rio Jacaré em desenvolvimento no Instituto de Geociências, da Universidade Federal Fluminense - UFF.

Tais atividades estão sendo desenvolvidas no âmbito do Convênio de Cooperação Técnica, celebrado entre a Prefeitura Municipal de Niterói e a Corporação Andina de Fomento – CAF, que ensejou o Convênio de Cooperação Técnica entre a Prefeitura Municipal de Niterói e a UFF. A finalidade de tal parceria é a produção do Plano Estratégico de Renaturalização da Bacia Hidrográfica do Jacaré, cujo corpo receptor é a lagoa de Piratininga.

O Plano Estratégico será a base do projeto de renaturalização da referida bacia hidrográfica, a ser implantado como parte do Programa Região Oceânica Sustentável- PRO Sustentável, em fase final de negociação.

Tanto as informações apresentadas pelos consultores internacionais – duas pesquisadoras da Universidade de Maryland, nos Estados Unidos da América e dois do Centro Ibérico de restauração Fluvial-CIREF, de Portugal e Espanha – sobre as experiências de restauração fluvial na Europa e Estados Unidos da América, como os conhecimentos produzidos pela Equipe de pesquisadores do Instituto de Geociências e Horto-Viveiro do Instituto de Biologia, ambos da UFF, proporcionarão maiores possibilidades de sucesso na execução das atividades necessárias à renaturalização da Bacia do Rio Jacaré, dadas a sua condição inovadora no Brasil.

Axel Schmidt Grael
Vice Prefeito de Niterói

Sumário

APRESENTAÇÃO	2
INTRODUÇÃO.....	4

VOLUME I - PANORAMA DA RESTAURAÇÃO FLUVIAL NOS ESTADOS UNIDOS E NA EUROPA

CONCEPTUAL BASES AND FLUVIAL RESTORATION'S TECHNIQUES. SUCCESSFUL EXPERIENCES	7
FLUVIAL RESTORATION IN THE CHESAPEAKE BAY REGION: CASE STUDIES FROM MARYLAND AND WASHINGTON D.C.	28
CASOS DE RESTAURAÇÃO FLUVIAL EM PORTUGAL.....	93
ANÁLISIS DE BUENAS PRÁCTICAS	157

VOLUME II - ESTUDOS DE DIAGNÓSTICO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO JACARÉ - UFF

CARACTERIZAÇÃO FISIAGRÁFICA DA BACIA HIDROGRÁFICA.....	253
ANÁLISE SOCIOECONÔMICA E SOCIO AMBIENTAL.	272
CARACTERIZAÇÃO HIDROLÓGICA E DETERMINAÇÃO DO LENÇOL FREÁTICO.....	287
MAPEAMENTO DA COBERTURA VEGETAL E DO SOLO.....	328
LEVANTAMENTO EXPEDITO DA FLORA DA BACIA DO RIO JACARÉ	346
MODELAGEM NUMÉRICA DA DISPONIBILIDADE DE ÁGUA PARA A RENATURALIZAÇÃO DO RIO JACARÉ, BAIRRO DE PIRATININGA, NITERÓI.....	396
A RENATURALIZAÇÃO DA BACIA DO RIO JACARÉ NA PERSPECTIVA DA INTEGRALIZAÇÃO DA PAISAGEM E DA JUSTIÇA TERRITORIAL	417
ANEXO I.....	436
ANEXO II.....	437

Introdução

As informações ora apresentadas, tanto o que consta nos relatórios dos consultores internacionais quanto o produto das pesquisas da equipe de pesquisadores da Universidade Federal Fluminense, são subsídios importantes para a elaboração do Plano Estratégico de Renaturalização da Bacia do Rio Jacaré. Por sua vez, este Plano Estratégico será uma das bases para a implantação do Projeto de Renaturalização da Bacia, conforme previsto no Programa Região Oceânica Sustentável – PRO Sustentável.

No Volume I são apresentados os textos de Margaret Palmer e Solange Filoso, da Universidade de Maryland, em cuja introdução explicitam conceitos básicos sobre restauração fluvial e o cenário no mundo, apresenta quatro estudos de casos significativos. O primeiro e o segundo foram escritos por Margaret Palmer e os dois últimos por Solange Filoso. O primeiro estudo de caso é o Rio Cheonggyecheon, na Coreia do Sul, na cidade de Seul – o caso mais famoso de transformação de área urbana degradada em um parque fluvial com condições adequadas à balneabilidade. Em seguida Palmer apresenta o trabalho desenvolvido na bacia hidrográfica do Walnut Creek, no Estado de Iowa, nos Estados Unidos da América, cujo principal objetivo foi restaurar a vegetação nativa de gramíneas e qualidade da água, com redução de nitrogênio e fósforo, além do aumento de percolação de água para o lençol freático. No mesmo relatório, Solange Filoso apresenta, também, dois estudos de caso de restauração fluvial em Maryland e outro em Washington DC. O trabalho em Maryland foi desenvolvido na Região da Baía de Chesapeake onde, como em Niterói, as bacias costeiras enfrentam taxa crescente de urbanização e poluição da água. Este projeto na Bacia do Cypress Creek, com 5km² de extensão e cerca de 31% da área impermeabilizada, incluiu a descanalização de um riacho tamponado, a restauração da qualidade da água na parte superior, obras simples para aumentar a infiltração de escoamento e uma grande quantidade de trabalho para engajamento da comunidade. O estudo de caso em Washington DC, refere-se à Bacia do Rio Saltworks Creek, com 4km² de extensão, um projeto de restauração abrangente, que incluiu também componente social, além de metas ambientais.

Ainda no volume I são apresentados casos de renaturalização de rios na Espanha e em Portugal. Fernando Magdaleno, do Centro Ibérico de Restauração Fluvial - CIREF apresenta três casos de casos da renaturalização de rios na Espanha. Um deles se refere às margens do Río Arga, em Pamplona que, inicialmente, tratava de recuperar o trecho urbano do rio Arga, em Pamplona, estendendo-se, posteriormente, como um programa muito mais ambicioso, que envolve mais de 70 km de rio em 17 municípios diferentes. Tem como principal objetivo a integração de ambientes fluviais na estrutura urbana da cidade, manter e melhorar os seus valores naturais, recuperar áreas degradadas e melhoria do desempenho hidráulico em tempos de inundação. O outro caso diz respeito à renaturalização das margens do Río Manzanares, em Madrid – Parque Madrid Río, que teve como objetivo o estabelecimento de conexão entre a trama urbana de Madrid e o meio ambiente natural de seu entorno e a redução da poluição da água, com a melhoria de sua qualidade, permitindo a balneabilidade, assim como a com a criação de novos espaços verdes na cidade. Como terceiro caso de estudo apresentou o Projeto do Rio Huécar, objetivando a adaptação ambiental e paisagística do trecho urbano do Rio na cidade de Cuenca, cujo patrimônio histórico ensejou-lhe o título de Patrimônio Mundial da Humanidade, pela UNESCO. E por fim, o autor faz um estudo comparativo entre eles, abordando os fatores de êxito e de fracassos, o nível de complexidade e o envolvimento da população.

Pedro Teiga, do CIREF, também no volume I, apresenta o cenário da gestão de recursos hídricos em Portugal e discorre sobre três estudos de caso: o **Ribeira da Granja**, na cidade

Porto, o Rio **Uíma**, na cidade Fiães, e o **Ribeira de Carnide**, em Pombal. O autor fez um estudo comparativo entre os três trabalhos, considerando: (i) a situação ambiental – usos dos recursos ambientais e níveis de poluição; (ii) a organização da sociedade civil local e procedimentos de atuação do poder público; (iii) o fator gerador do trabalho de renaturalização; (iv) as Instituições responsáveis pelos estudos, implantação e avaliação dos projetos; e (v) a descrição dos estudos técnico-científicos, incluindo, os jurídicos que embasaram cada projeto de renaturalização.

No volume II são apresentadas as fases finais das pesquisas desenvolvidas pelas equipes do Instituto de Geociências-IGEO e do Horto-Viveiro do Instituto de Biologia da Universidade Federal Fluminense- UFF .

Cristiane Francisco aprimorou a base cartográfica da Bacia do Rio Jacaré e apresenta uma sinopse da caracterização fisiográfica dos trechos alto, médio e baixo da Bacia. A mesma Professora, em coautoria com Sérgio Ricardo Barros, faz análise sucinta da situação local na bacia do Jacaré no que se refere à densidade demográfica, renda domiciliar, abastecimento de água, rede de esgotos e resíduos sólidos.

Professor Alberto G. Figueiredo e sua Equipe realizaram pesquisas buscando entender a dinâmica de recarga do aquífero; fizeram o monitoramento da vazão e da qualidade de água nos rios, bem como da qualidade e quantidade de água nos poços, e a pluviosidade, resultando na caracterização hidrológica da Bacia, focando nas condições do lençol freático.

O Professor Claudio Belmonte de Athayde Bohrer e sua Equipe mapearam a cobertura vegetal da Bacia Hidrográfica, descrevendo a fisionomia, formas biológicas e espécies dominantes dos diferentes tipos de vegetação da bacia, assim como as possíveis relações com atributos do ambiente físico (solos, relevo, hidrologia) e as intensidades de uso do solo (impactos). Foi realizado, também, o levantamento de parâmetros quantitativos da estrutura da vegetação florestal, que possam ser relacionados a parâmetros obtidos a partir de imagens orbitais, auxiliando na elaboração de modelos, focando no papel da floresta sobre o comportamento hidrológico da Bacia.

A Professora Janie Garcia da Silva, do Laboratório Horto-Viveiro, do departamento de Biologia da UFF, e sua Equipe realizaram coletas, observações e documentação fotográfica das espécies vegetais encontradas na Bacia do Rio Jacaré em trabalhos de campo na área, sendo que o contato com moradores trouxe importantes dados adicionais à pesquisa. Com o material recolhido, foram preparadas exsicatas seguindo os procedimentos usuais para estudos florísticos.

O Professor Júlio Wasserman, do IGEO, e seu orientando, aplicando o Modelo Hortoniano, buscam reproduzir, utilizando os resultados das pesquisas desenvolvidas no âmbito do presente Projeto, o regime hídrico do Rio Jacaré nas condições atuais e determinar quais ações poderão gerar impactos mais significativos na normalização da vazão, considerando o replantio da mata ciliar, a proteção das nascentes e a proteção dos aquíferos, entre outros.

Os Professores Ivaldo Lima e Jorge Luiz Barbosa trataram da questão da renaturalização da bacia do Rio Jacaré na perspectiva da integralização da paisagem e da justiça territorial, tendo como foco a percepção do habitante local a respeito do Bairro do Jacaré, considerando que o diálogo entre saberes é fundamental para a construção de um conhecimento legítimo, enfatizando a percepção etnogeomorfológica dos moradores e inscritas numa matriz política emancipatória.

Panorama da Restauração Fluvial nos Estados Unidos e na Europa

Margaret A. Palmer
National Socio-Environmental Synthesis
University of Maryland, EUA

Pedro Teiga
Centro Ibérico de Restauo Fluvial - CIREF, Portugal

Solange Filoso
Universidade de Maryland, EUA

Fernando Magdaleno
Centro Ibérico de Resturação Fluvial, Espanha

Conceptual bases and fluvial restoration's techniques. Successful experiences

Margaret A. Palmer

National Socio-Environmental Synthesis Center
University of Maryland, College Park, MD 20742-4415

Introduction

River and stream degradation

All living creatures depend on water for their very existence. Water is essential to basic metabolic functions, serves as a transport medium at scales from cells to biomes, and plays a critical role in global energy, mineral, and nutrient cycling. Most people rely on rivers for their domestic water needs as well as for irrigation, energy, and recreation. Humans also rely on the many goods freshwater ecosystems provide including flood protection offered by riparian wetlands and the source of food that fishery-rich rivers produce. However, there are many less obvious benefits that freshwater ecosystems provide such as water purification, local temperature regulation, and carbon sequestration. Yet because rivers are low lying points on the landscape, they integrate the effects of all human activities on the land. Deforestation and other forms of human-induced land use change have impacted almost half of our planet (Vitousek et al., 2008), with serious consequences for soil, biodiversity, water and climate (Ellis et al., 2013).

The environmental impacts from land use change are particularly pronounced for rivers and streams because both the quality and the amount of water entering these ecosystems are directly controlled by the conditions of drainage area (Carpenter et al. 1992). When the drainage area of the landscape is modified, basic components that control the movement of water and materials of the basin for the water bodies are changed so that the lotic ecosystem is being gradually degraded by numerous and complex processes such as erosion, silting , pollution and water pollution, among many others (Fig. 1).



Figure 1. Schematic illustration of a natural stream ecosystem (left) and after degradation by urbanization (right) Source: U.S Geological Survey.

The human activities leading to land use change that have the most serious consequences for rivers and streams include agriculture, urbanization, and extraction of resources such as mining for coal and minerals (Strayer & Dudgeon, 2010; Collen et al. 2014). Unwise disposal of wastes that are bioproducts of these activities contribute further to the degradation of rivers. Delivery of sewage, mine wastes, and other pollutants into streams and rivers as piped effluents (“point source inputs”) can result in the complete loss of all aquatic life and put humans in danger if rely on river water to meet their needs (Vorosmarty et al. 2010). Pollutants moving directly from urban and agricultural land via run-off following rains (“non point-source inputs”) can lead to eutrophication, salinisation, or siltation of river beds. Probably the visible form of land use change that primarily impacts rivers is construction of

dams for hydropower. While critical for meeting human energy needs in many parts of the world, large dams and even small impoundments have dramatic impacts on river biodiversity, productivity, and geomorphology (Nilsson et al. 2005). Dams alter the magnitude and variability in downstream river flows, temperature, and sediment transport. River reaches below dams are often sediment-starved and thus highly eroded, have cold clear water even if the historic status of the water was muddy and warm (Poff et al. 1997; Poff and Zimmerman 2010). Today, 48% of river volume worldwide is moderately to severely impacted by either flow regulation, fragmentation, or both, due to dams (Grill et al. 2015).

River Restoration

Given the many stressors on rivers and streams worldwide, it is not surprising that in most developed countries, the number of river restoration projects and streams has grown rapidly in recent years (Bernhardt et al. 2005; Palmer et al. 2009, 2014). In most cases, the projects aim to improve the biodiversity of stream ecosystems in general (33%). In other cases, the projects have a little more specific objectives such as improving the channel stability (i.e. controlling erosion or siltation) (22%), restore the habitat of riparian buffer (18%), improve water quality (14%), or restore aquatic habitat in the river or stream (11%) (Palmer et al. 2014) (Figure 2).

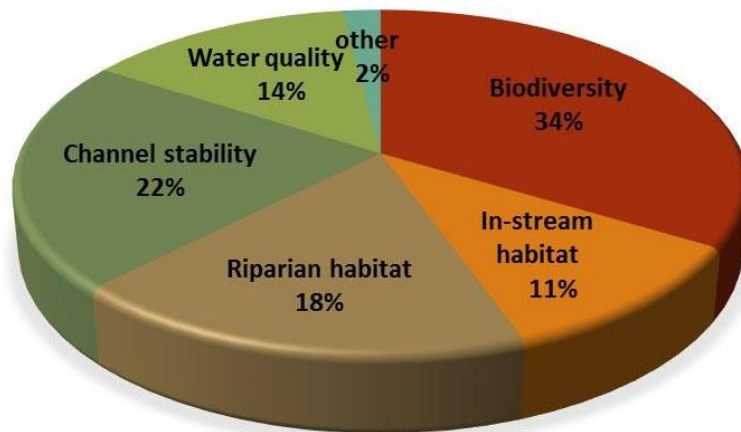


Figure 2. Objectives of restoration projects in the world (Source: Palmer et al. 2014)

The methods commonly employed in attempting to restore rivers have mostly involved changes to the channel morphology or flow (“hydromorphological restoration”) – some involve major reconfigurations of the channel (e.g., Figure 3a, b) while others involve only changes within the channel (e.g. Figure 3 c, d).



Figure 3. The most commonly used restoration practices are changes in the river channel (top two) or changes inside the channel (bottom).

The fact that these methods are common does not mean they are successful ecologically. Success can be measured in a variety of ways and depending on the desired goal, some projects that fail ecologically are satisfactory for protecting infrastructure or aesthetics (Palmer et al.2014) --- from a scientific perspective these are not ecological restoration but represent other forms of environmental engineering (Palmer and Ruhl 2015). Since our focus in this report is on *ecological restoration*, it is important to clearly define what that is from a scientific perspective (Table 1). It does not necessarily mean going back in time to some historic, “pre-disturbed” state but instead should seek to resemble the least disturbed contemporary ecosystem of the same kind – a so-called “reference system”.

Table 1 (adapted from Palmer et al. 2016)		
Three essential attributes of intact ecosystems that ecological restoration projects aim to recover		
Attributes of Restored Ecosystems	Explanation	Examples
<p><u>Biological assemblages</u> are characteristic of a reference system of similar type</p>	<p><i>Assemblage</i> refers to the identity, relative abundance, and functional attributes of co-occurring taxa.</p> <p><i>Reference sites</i> are relatively undisturbed rivers or streams that existed historically <i>or</i> least-disturbed existing systems.</p>	<p>Native fish and stream insects known to co-occur in healthy rivers</p> <p>Pictures or descriptions of the river before it was degraded or the characteristics of least disturbed streams and rivers nearby are suitable references to guide restoration</p>
<p><u>Features and processes</u> needed to sustain the characteristic biological assemblages and support ecological functions are present</p>	<p><i>Features</i> include local habitat and system-level features and their spatial pattern in the water or landscape that are similar to reference sites.</p> <p><i>Processes</i> include dynamic functions characteristic of the system that are necessary to the maintenance of the assemblages and features.</p>	<p>Riparian vegetation and floodplains connected to the active river channel. Riffles and pools that are connected longitudinally up and down river</p> <p>Natural hydrologic and sediment regime so the river does not aggrade or incise; processing of nutrients; natural lateral migration of the channel</p>
<p>Restored system has the potential to be <u>self-sustaining</u></p>	<p>Self-sustaining systems require little or no human intervention or maintenance over the long term, in part due to suitable landscape and environmental contexts and exchanges of organisms, matter and energy.</p>	<p>A restoration action that re-shapes the channel to a historic form but does not reduce erosive flows entering the channel will not persist unless the river bank is highly armored; armoring reduces ecological important biogeochemical and organismal interactions with the floodplain and riparian corridor</p>

Scientific basis for selecting river restoration actions

Focus first on those factors most degrading the river – on those factors that will prevent recovery no matter how many other restoration actions are implemented. River restoration to date has suffered from a pre-occupation with river form. The idea that a river will recover biologically if its size and shape are restored to some reference or ideal state has been shown to be

Attempt to restore the natural processes that have been degraded or eliminated.

Selection of restoration approaches must be 1) based on a mechanistic understanding of biophysical processes that support healthy rivers and 2) feasible from the perspective of managers. Correlational relationships may be adequate to predict *if* an ecological attribute such as a diverse fish assemblage is likely to exist in a particular location within a river network but not necessarily *why* or *how*. Sound restoration practices go much further because they involve hypothesizing the mechanistic links between the stressor (e.g., land use change, flow alteration, mining etc.) and the state of the riverine attribute (Roni et al. 2011). These mechanisms are the key to identifying restoration interventions which typically involve either directly removing the stressor (i.e., stop dumping pollutants into a river) or restoring some natural biophysical process that acts to reverse the stressor and help repair the river (Figure 4).

0

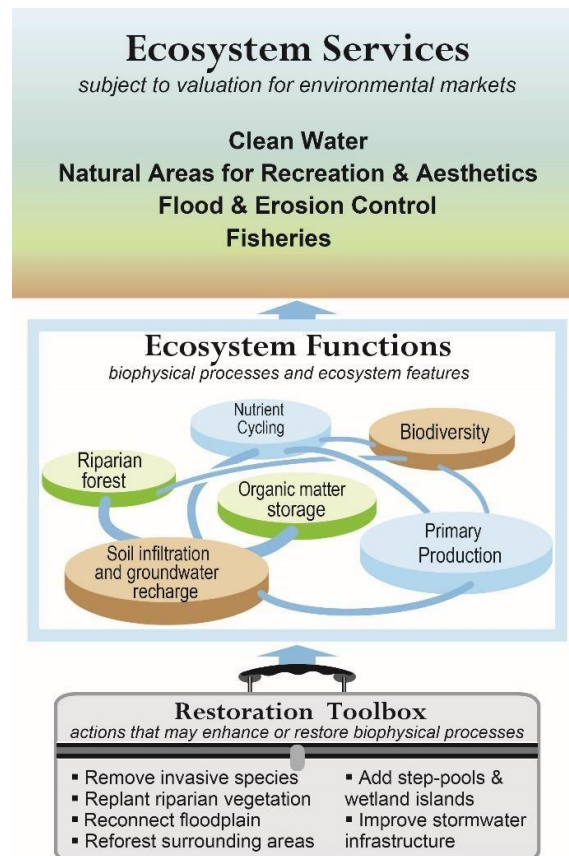


Figure 4. The relationship between what we implement (“toolbox”) when attempting to restore ecosystem features and biophysical processes that together lead to the services rivers provide people.

For example, if we know that increased impervious surface causes increased overland flow volumes and velocities that in turn erode river banks and incise channels, then we might target restoration efforts that reduce impervious cover within the catchment. However,

because this may be impossible to in urban areas, we target restoration efforts at recovering the ecological processes that impervious cover had eliminated or degraded – infiltration of water. This means we may work to restore an urban stream by adding rain gardens, green roofs, created wetlands and replanting trees in small patches of available land. This will help recover the rainwater that normally would run overland or through pipes directly to streams and would minimize erosion of channels as well as transport of many urban pollutants to rivers. Many factors influence the outcome of restoration and name only a few in Table 2.

Table 2. Factors influencing success of restoration efforts	Explanation
Point-source inputs of pollutants	Disposal of sewage, industrial by-products, home wastes or other potent pollutants directly into rivers will limit the success of all other restoration actions
Type of restoration action implemented	Actions that seek to restore the processes that support healthy rivers are more successful and self-sustaining even if they take longer to accomplish
Longitudinal connectivity of river network	Barriers to water, sediment, and organismal movements up and down the river network will lead to degrade rivers; the extent of degradation will depend on the size and permeability of the barrier
Lateral extent of restoration efforts	A well-vegetated and wide riparian buffer dramatically enhances restoration outcome
Position of restoration site within the watershed	Begin efforts in the headwaters and move from smallest tributaries toward mainstem over time
Size of the restoration effort	A single large project is not necessarily better than many small ones
Distance to the nearest healthy stream may influence the rate of recovery of biodiversity	Unless organisms are stocked in the river, they must disperse from healthier sites

Be patient, adopt an adaptive restoration approach, and expect surprise

Typically, our scientific knowledge of the mechanisms that support healthy rivers is based on data collected for systems that are being/have been degraded. For example, we have assumed that if pollution increases nutrient levels leading to eutrophication of a river then if we can reduce the nutrient levels back down to where they were prior to eutrophication, we will have restored the river to a healthy state (Duarte et al. 2009). However, it turns out that the path to recovery may not mimic the path of degradation (i.e., hysteresis; Fig. 5), we cannot assume that quantitative relationships documented during degradation will hold post-

restoration. As a second example, if biodiversity loss becomes significant only when certain urban impervious cover exceeds 8-12% (Stepenuck et al. 2002), this does not mean biodiversity will recover if and when the stressor falls below that threshold.

Restoration is informed by scientific theory, observations, and experimentation but the science of ecological restoration is quite young relative to many other fields (Palmer et al. 2016) and this is particularly true for river restoration (Palmer et al. 2014). Because of this it is critical that an adaptive management approach be taken. Projects should be implemented over time and adjusted or replaced with more effective ones as the restoration practitioner learns what works in different geographic, hydrologic, and social settings.

River restoration is a watershed scale process and so efforts should look well beyond the channel itself

The vast majority of stream and river restoration projects are small in scale and isolated. Typically, individual reaches are restored, and often these are located downstream of smaller, degraded tributaries. Even when headwater tributaries are restored, if they are within a larger catchment with a high level of degradation, recovery may be minimal due to isolation from a healthy supply of plant or animal colonists. Commonly employed reach scale restorations may be ineffective if they do not match the scale of degradation.

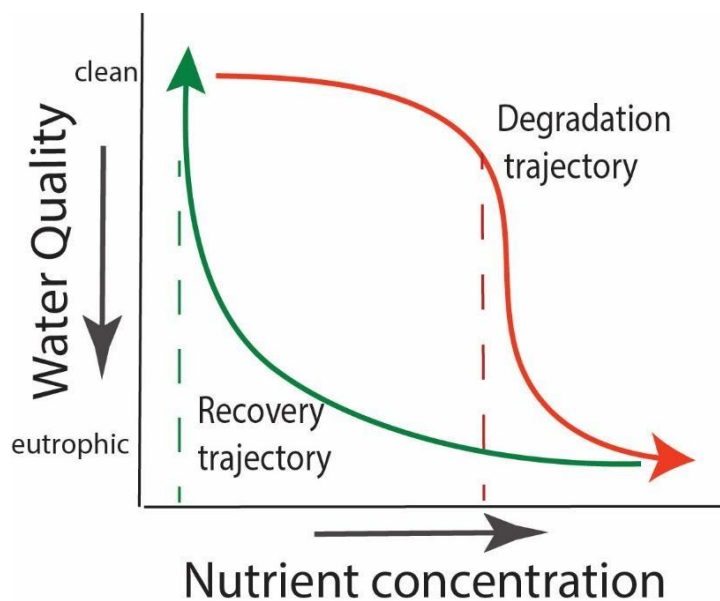


Figure 5. Rivers that have been degraded due to excessive inputs of pollutants including nitrogen or phosphorus from agriculture fertilizers, the river may not begin to improve in water quality until the nutrient levels are reduced far below the level at which eutrophication began.

Despite widespread recognition that drainage basin and landscape context are critical to restoration effectiveness, only a small fraction of river restorations have been guided by a broader river or catchment management plan (Bernhardt et al. 2007). For most projects, sites are selected based on land availability. Problems stemming from opportunity-based site selection may be exacerbated if agencies and funders focus programs on specific habitat types, not broad regions (Palmer 2009). Further, regulatory frameworks may encourage small-scale, local interventions that fail to maintain the natural distribution of ecosystem goods and services.

When possible, restoration should be implemented at the catchment scale. Within channel reach- scale restorations are likely to be only locally and temporarily successful provided chronic drainage basin stressors are not alleviated. It is important to again recognize that managers are unlikely to have all possible restoration options and intervention points available on a catchment scale. Therefore, restoration should be approached by considering available options and tools and employing those most likely to produce the greatest ecological and/or socially valuable outcomes.

Common restoration practices

Because restoration science is so young and there is only a small number of well-monitored and scientifically documented restoration projects, actions are often taken based on simple logic, theory, or the desire to experiment. Table 2 provides examples of common restoration actions. It is not meant to be exhaustive.

Table 2. Common river restoration goals. Examples of common techniques used in river and stream restoration that may lead to ecological improvements. Most are only part of a restoration project. Each is based on assumptions about the mechanistic link between the action and the desired goal. Qualitative ‘scores’ are provided to indicate the ecological effectiveness of each technique because there is generally insufficient empirical data to allow quantitative assessment of each technique’s effectiveness in achieving desired goals. **High** - strong empirical and/or qualitative evidence that technique is effective. **Moderate** - may be effective depending on drainage basin context, exact design, and level of river degradation. **Low** - reports of failure to see river improvements common. Modified from McDonough and Palmer (2013).

Restoration Goal	Specific actions	Mechanistic Assumptions	Likelihood of Success
Improve water quality	Eliminate all point source inputs of pollutants	Removing the source of stress will allow the	High
	Planting riparian vegetation	Interception of overland flow reduces inputs of sediment and pollutants to stream	Moderate
	Soil conservation practices (e.g., no-till farming and cover cropping)	Increases water infiltration and reduces overland flow	High
	Livestock exclusion	Increases plant survival and stream bank integrity	High
	Bank stabilization	Reduces inputs of sediment from eroding banks	Moderate

	Reconfigure channels	Stabilizes stream bank, reduces erosion, enhances geomorphic complexity	Low
	Stormwater management	Reduces erosive urban flows and associated pollutants	Moderate for flow management Low for water
Recover native species of interest or enhance biodiversity	Manually remove or kill non-native species; stock or re-plant natives	Natives will out-compete or prey on non-natives Natives will recover in the absence of non-natives	Low
	Enhance in-stream habitat (e.g., pool and riffle construction; addition of boulders or wood)	Habitat is the limiting factor, structural additions will last, and desired species can colonize	Low
	Remove barriers to fish passage (e.g., install fish ladder; culvert redesign; fish weirs on irrigation canals)	Passage is the factor limiting species recovery	High for passage Moderate for recovery
	Flow modifications (e.g., controlling the timing or magnitude of reservoir releases, limiting water extractions, adding in-stream flow diversions)	Water amount and/or timing of peak and low flows are primary factors governing species recovery	High if goal is to rewet dry streambed Low for recovery of species
Recover basic river functionality	Daylight streams (i.e., redirection of a stream into an above-ground channel) Remove dams	Assumes ecological recovery will occur but time to recover depends on other sources of impairment	High for migratory fisheries in otherwise healthy catchment; Limited information on

References

- Bernhardt, E.S. and M.A. Palmer. 2011. River restoration – the fuzzy logic of repairing reaches to reverse watershed scale degradation. *Ecological Applications* 21:1926-1931
- Bernhardt, E.S., E.B. Sudduth, M.A. Palmer, J.D. Allan, J.L. Meyer, G. Alexander, J.Follastad-Shah, B. Hassett, R. Jenkinson, R. Lave, J. Rumps, and L. Panano. 2007. Restoring rivers one reach at a time: results from a survey of U.S. river restoration practitioners. *Restoration Ecology* 15(3):482–493.
- Collen, B., F. Whitton, E.E. Dyers, et al. 2014. Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. *Global Ecology and Biogeography*, **23**: 40–51.
- Duarte, C.M., D.J. Conley, J. Carstensen, and M. Sanchez-Camacho. 2009. Return to neverland: shifting baselines affect eutrophication restoration targets. *Estuaries and Coasts* 32:29–36.
- Dudgeon, D. 2013. Global threats to riverine biodiversity and the tragedy of the freshwater commons. Pp. 129-168 IN: Sabater and Elosegi (Eds) River Conservation: Challenges and Opportunities. Fundacion BBVA.
- Hassett, B., M.A. Palmer, E. S. Bernhardt, S. Smith, J. Carr, and D. Hart. 2005. Status and Trends of River and Stream Restoration in the Chesapeake Bay Watershed. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3: 259-267.
- Grill, G., B. Lehner, A. E. Lumsdon, G. K. MacDonald, C. Zarfl, and C. R. Liermann. 2015. An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. *Env. Res. Letters*. doi:10.1088/1748-9326/10/1/015001
- McDonough, O.T., and M. A. Palmer. 2013. Ecological restoration to conserve and recover river ecosystem service. Pages 279-300 IN: Sabater S & Elosegi A. *River conservation: Challenges and opportunities*. Foundation BBVA. Bilbao, Spain.
- Nilsson C, Reidy CA, Dynesius M and Revenga C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world’s large river systems *Science* 308 405–8
- Palmer, M.A. 2009. Reforming Watershed Restoration: Science in Need of Application and Applications in Need of Science. *Estuaries and Coasts* 32(1):1559-2723.
- Palmer, M.A., B. Koch, and K. Hondula. 2014. Ecological restoration of streams and rivers: shifting strategies and shifting goals. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45: 247-269.
- Palmer, M.A., J.B Zedler, and D.A. Falk. 2016. Foundations of Restoration Ecology. 2nd Edition. Island Press. Washington D.C.
- Poff NL, Allen JD, Bain MB, Karr J R, Presteggaard KL, Richter BD, Sparks R E and Stromberg JC. 1997. The natural flow regime —a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience* 47 769–84
- Poff NL and Zimmerman JKH. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows *Freshwat. Biol.* 55:194–205
- Roni, P., T.J. Beechie, R.E. Bilby, F.E. Leonetti, M.M. Pollock, and G.R. Pess. 2002. A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific Northwest watersheds. *North American Journal of Fisheries Management* 22:1-20.
- Roni, P., et al. 2011. *Stream and Watershed Restoration: A Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats*. Wiley-Blackwell, Hoboken, NJ.
- Stepenuck, K. E, R. L. Crunkilton, and L. Wang. 2002. Impacts of urban land use on macroinvertebrate communities in southeastern Wisconsin streams. *Journal of the American Water Resources Association* 38(4):1041-1051.

Strayer, D.L. & Dudgeon, D. (2010) Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, **29**, 344–358.

Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Liermann, C.R. & Davies, P.M. (2010) Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, **467**, 555–561.

Case studies

Case 1 - Ecological Design Approach to Restore some Health to Degraded Rivers

Here I provide a very brief description of a restoration project that is very famous. My description is taken directly from recent literature and multiple websites. Less information is included in the report on this case study due to a shortage of time. However, I have included it because it involves a severely degraded river in a socially and politically complex urban setting. The project in South Korea was completed in an impoverished area in which shack-like homes were constructed on the river banks but as urban growth ensued a homes were replaced with a highway that was built directly above the river that is now in downtown Seoul. This project was not designed to restore the fully historic river condition but instead to move the river to a healthier condition that was consistent with an urban setting and that would provide aesthetic benefits to urban dwellers. Thus this project is more correctly labelled an **urban design project** rather than restoration.

Cheonggyecheon River, South Korea Restoration Case Study Urban design project to improve the ecological and aesthetic conditions of a river.

The Cheonggyecheon River in Seoul was originally developed from a brook into 14 waterways by King Taejong in 1412. Following this, the river was covered between 1958 and 1978 an urban highway existed just above the river. The Cheonggye highway was a source of significant air pollution that was undesirable in the city and the river was extremely polluted with very low oxygen levels and excess nutrients since it was essentially treated as a sewer (Hwang 2004).

Restoration Plans and Management

The web blog “Inhabitat” describes some of the plans and political circumstances that led to the urban design project¹.

“At the turn of the millennium however, then mayor and future president of Korea Lee Myung-Bak successfully campaigned on a promise to remove the freeway and restore the Cheonggyecheon. From 2002 to 2005, the government ripped out the road and replaced it with a 3.6-mile restored and planted stream with parallel roadways. The mayor also won support for the project by framing the project as a major flood relief channel and marketing the restoration as a highly visible, sustainable development that would boost Korea’s image around the world. To alleviate fears of traffic congestion, the government also invested heavily in public transportation, such as a dedicated bus lane.”

¹ <http://inhabitat.com/how-the-cheonggyecheon-river-urban-design-restored-the-green-heart-of-seoul/>¹

“In just 29 months, the outmoded elevated highway was transformed into a multifunctional, contemporary linear park. Because of urban development however, the project is not a “restoration” in the strictest sense of the word. Its hefty \$360 million price tag and unsustainable water practices—the Cheonggyecheon is fed by heavily treated water pumped from the larger Han River, rather than recycled wastewater—has also drawn criticism. Still, the advantages of the Cheonggyecheon design outweigh the cons. The project’s many benefits include a significant increase in overall biodiversity, a reduction in the urban heat island effect and air pollution, improvement in public transit ridership and the downtown quality of life, and greater economic development in the surrounding area.”

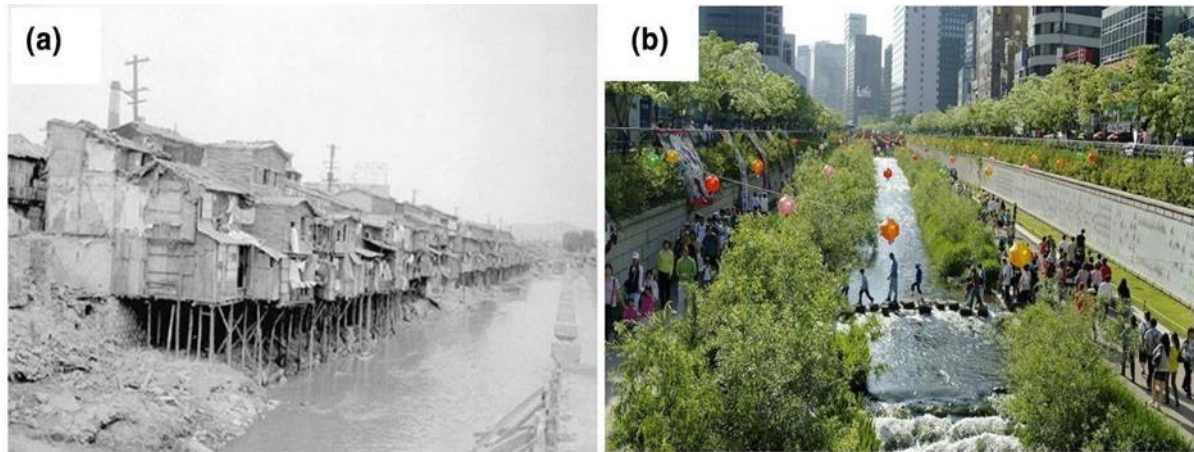


Figure 1. Image of the Cheonggyecheon River in the 1950’s (a. left) and the river post restoration in 2008. (b. right)

The restoration began in 2003 after a highway had been built and used for a long time (Fig 2) .



Figure 2. The highway built above the river that was demolished as the first step in the restoration project (left); an aerial view of the restored river.

Project Design

Additional information on this project is available online. For example, a description of the social tensions and efforts to deal with conflicts in planning and designing the project are described by T.J. Lah of Younshei University². The master plan and project management are described by Hwang of the Seoul Development District.³

² http://prospernet.ias.unu.edu/wp-content/uploads/2012/09/SPC-learning-case-2_final.pdf

³ http://www.globalrestorationnetwork.org/uploads/files/LiteratureAttachments/270_restoring-cheonggyecheon-stream-in-the-downtown-seoul.pdf

Implementation

The first step was to remove the highway and eliminate point source inputs of sewage. A sewage treatment plant was upgraded to treat three times the sewage generated in the region (Viswanathan and Schirmer 2015) which took into account potential future growth. The river banks were built up to reduce flooding – while this is not a desirable practice for full ecological restoration of a river ecosystem, if people are at risk this is often necessary. Terraces and sidewalks were built the upper levels to promote human use of the region and increase access.

Monitoring and Results

There was water quality monitoring both pre and post restoration. This was done downstream in the receiving river (Jungnancheon) just after the Cheonggycheon enters. Viswanathan and Schirmer (2015) report that from 2002 to 2011, the concentration of suspended sediments dropped from 16 mg/L to 10 mg/L and dissolved oxygen increased from 6 mg/L to 8 mg/L. Simultaneously biological oxygen demand decreased from > 12 mg/L to < 5 mg/L.

Temperature and air quality were also monitored. Temperature dropped from 30 degrees C to 24.6 degrees C in the surround area (Viswanathan and Schirmer 2015) which was likely tied to an increase in wind speed associated with more water flow. Additionally, biodiversity of fish, plants, aquatic invertebrates, and birds increased significantly: from 4 to 25 species of fish, 62 to 308 species of plants, from 15 to 192 insect taxa, and from 5 – 53 invertebrate taxa, and from 6 – 36 bird species (Landscape performance 2015)

The ecological, social, and economic benefits have been widely reported in the media and in blogs and while many of these provide citations to papers, I (Palmer) have not reviewed these papers to verify these scientifically; they are summarized on the web⁴ The benefits that are widely reported include that the project:

- Provides flood protection for up to a 200-year flood event and can sustain a flow rate of 118mm/hr. (Hwang, 2004; Park, 2007)
- Increased overall biodiversity by 639% between the pre-restoration work in 2003 and the end of 2008 with the number of plant species increasing from 62 to 308, fish species from 4 to 25, bird species from 6 to 36, aquatic invertebrate species from 5 to 53, insect species from 15 to 192, mammals from 2 to 4, and amphibians from 4 to 8 (Revkin, A. 2009; Kim, Koh & Kwon. 2009)
- Reduces the urban heat island effect with temperatures along the stream 3.3° to 5.9°C cooler than on a parallel road 4-7 blocks away. This results from the removal of the paved expressway, the cooling effect of the stream, increased vegetation, reduction in auto trips, and a 2.2-7.8% increase in wind speeds moving through the corridor. (car numbers, temperatures and wind speeds - Kim, Koh & Kwon, 2009; decreasing ambient temperatures SDI, 2006, as cited in Kang and Cervero, 2009)
- Reduced small-particle air pollution by 35% from 74 to 48 micrograms per cubic meter. Before the restoration, residents of the area were more than twice as likely to suffer from respiratory disease as those in other parts of the city (Yang 2004; Revkin 2009)
- Contributed to 15.1% increase in bus ridership and 3.3% in subway ridership in Seoul

between 2003 and the end of 2008 (Kim, Koh & Kwon, 2009).

- Attracts an average of 64,000 visitors daily. Of those, 1,408 are foreign tourists who contribute up to 2.1 billion won (\$1.9 million USD) in visitor spending to the Seoul economy (for calculations see).
- Increased the price of land by 30-50% for properties within 50 meters of the restoration project. This is double the rate of property increases in other areas of Seoul (Kim, Koh & Kwon. 2009. pg 32.)
- Increased number of businesses by 3.5% in Cheonggyecheon area during 2002-2003, which was double the rate of business growth in downtown Seoul; increased the number of working people in the Cheonggyecheon area by 0.8%, versus a decrease in downtown Seoul of 2.6%. (Kim, Koh & Kwon. 2009. Pg 32)

References

- Kang, Chang Deok and Robert Cervero. 2009. "From elevated Freeway to Urban Greenway: Land value impacts of the CGC project in Seoul, Korea." *Urban Studies* 46 (13) pgs. 2771-2794.
- Kim, H.S., T.G. Koh, and K.W. Kwon. 2009. *The Cheonggyecheon (Stream) Restoration Project - Effects of the restoration work*. Cheonggyecheon Management Team, Seoul Metropolitan Facilities Management Corporation. Seoul, South Korea.
- Park, Kil-Dong. 2007. *Cheonggyecheon Restoration Project*. Seoul Metropolitan Government, Seoul, South Korea.
- Hwang, K.Y. 2004. *Restoring Cheonggyecheon stream in the downtown Seoul*. Seoul Development Institute. Seoul, South Korea.
- Cheonggyecheon Stream Restoration Project LPS Methodology Page 3 of 3
- Hwang, K.Y. 2007. *Cheonggyecheon restoration and downtown revitalization*. Seoul Development Institute. Seoul, South Korea.
- Landscape performance (2015) Cheonggyecheon Stream Restoration Project. <http://landscapeperformance.org/case-study-briefs/cheonggyecheon-stream-restoration>. Retrieved on 11.03.2015
- Revkin, A. 2009. "Peeling back pavement to expose water havens." *New York Times*. Retrieved from http://www.nytimes.com/2009/07/17/world/asia/17daylight.html?_r=1
- Seoul Development Institute, Feasibility Study and Master Plan of Cheonggyecheon Restoration, Mid-term report, 2003A. Jan.
- Seoul Metropolitan Government. 2011. "Number of foreign tourists to Seoul Jumps 3% year-on-year during first half." *Capital News*, Hi Seoul, Soul of Asia website. http://english.seoul.go.kr/gtk/news/news_view.php?idx=15311
- Yang, Yoon-Jae. 2004. "Cheonggyecheon Restoration Project." *Journal of the KIEAE*. Vol. 4, No. 1. Retrieved Architecture & Urban Research Information Center, <http://www.auric.or.kr>

Case 2 - Watershed Approach to Fluvial Restoration

In this part of the report, I describe a case study from the mid-western United States in the state of Iowa (Figure 1). I selected this project for two reasons: 1) the restoration approach is process-based with a focus on restoring natural hydrology in order to restore streams; and 2) the project focuses on the entire watershed recognizing that projects only implemented at the channel or reach scale are often not successful or sustainable over the long term.

This case study was developed using material from various reports and publications

associated with the project; thus some of the text is directly from those documents. If you write about this case, please take care to cite the original documents and reports that are provided in the references.

Walnut Creek, Iowa Restoration Case Study

Hydrologic restoration to facilitate native Prairie grasses and water quality improvements

The North American Midwest today has a very little area in native grasslands yet prior to Euro-American settlement, tallgrass prairie actually cover 67.6 million hectares in this large region of the continent. The loss of this vegetation and subsequent degradation of the soils and biodiversity are considered one of the largest ecological disasters in modern times. This loss was associated with a dramatic increase in agriculture during the post-settlement phase with increases in nutrient loading to the streams – especially nitrogen and phosphorus.

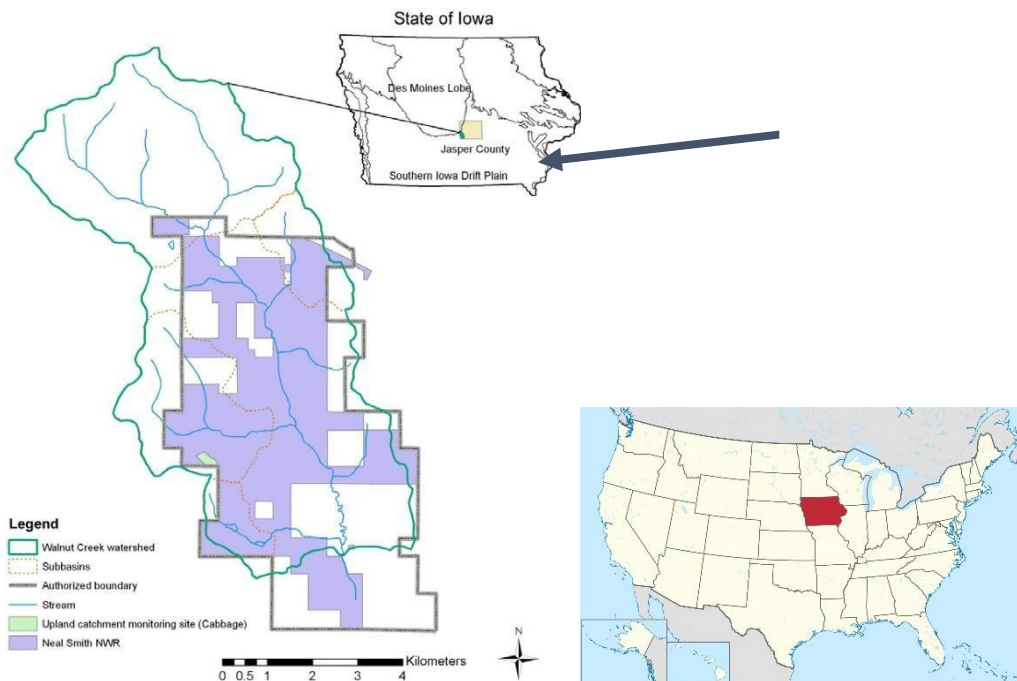


Figure 1. The location of Iowa in the Midwestern U.S. (right) and the location of the restoration efforts within the Neal Smith National Wildlife Refuge that was established in 1991 within the state (left, purple area). The Walnut Creek watershed is outlined in green and the sub-basins in orange dashed lines.

Watershed Description and History

The Walnut Creek watershed is 5217 hectares in size. The wildlife reserve is within the watershed and it consists of 2249 hectares at this time but the plans are for that to increase to 4780 hectares. The watershed was degraded over time as an increasing amount of the natural Prairie grasslands were converted to row agriculture without incorporating best management practices or protecting the streams. Soon after the area was settled (~1846), most of the land was in agriculture. Other practices were also implemented including stream channelization (dredging and straightening the streams) and draining wetlands by digging additional ditches. The drainage helped control flooding and allowed landowners to increase their land area in crops. Artificial subsurface drainage structures were also put in place in the most low-lying

areas; this is a practice called tiling.

Soil conservation practices were not developed in the early settlement years and thus overland flow lead to erosion with rills and gullies in cropped areas. Large deposits of soil washed into the valleys and floodplains and left large deposits (05. – 1.1 meters) that are visible today as “legacy soil layers” rich in organic material. Finally in the early 1950’s some conservation practices began to appear in the area (Figure 2) including contour farming and some grassy areas along waterways.

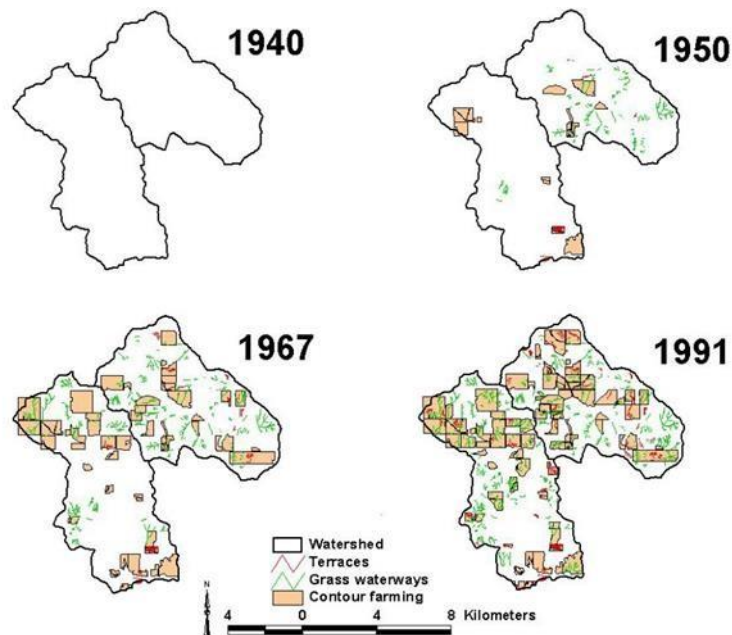


Figure 2. Images of two watersheds (Sqaw Creek – right; Walnut Creek – left).

Restoration Plans and Management

The United States Fish and Wildlife Service (USFWS) is responsible for the design and implementation of the project. There is great interest in restoring native Prairie lands that can be traced back to the days of Aldo Leopold or perhaps earlier. There is also of course interest in restoring water quality and hydrology in streams as well as reducing stream channel erosion.

The plans reflect an ecosystem based management approach in which the prairie restoration is viewed with in the broader landscape at entire watershed scales. Since hydrology in the watershed -- precipitation, infiltration, plant water use and evapotranspiration, groundwater flow and water quality -- is the dominating force, the appropriate scale is to look at the whole landscape.

Project Goals

The focal point of this report is on the goal to improve stream water quality in the Walnut Creek watershed by reducing concentrations of nitrogen and phosphorus in the water. However, the projects broader goals were to restore five key hydrologic elements only one of which was water quality; the others included restoration of the water balance, stream network, stream hydrography, and groundwater levels. The goal was to restore native prairie

and improve water quality in the watershed's streams. Critical to this was restoring key hydrologic components: the water balance (baseflow contribution to annual flows), channel structure, streamflow hydrograph, and groundwater levels. Cropland plants have much lower evapotranspiration than native prairie grasses and thus more water goes directly to streamflow either via direct run-off or through groundwater. So the goal was to reverse this and decrease high and erosive flows to streams as well as the direct input of excess nutrients from the croplands.

Project Design

A number of best management practices have been developed to help protect waterways from the degrading effect of agriculture. While this project design was large in scale (landscape scale) and involved taking large parcels of land out of row crop production, the methods used are not that different from Best Management Practices (BMPs) routinely used on agricultural land in the U.S. Planting of native vegetation strips amongst rows of cropland is very common in the U.S. to reduce run-off, to attract diverse assemblages of predators (birds, insects, bats) to eat crop pests, and to attract pollinators. Further, during off seasons, many farmers plant grasses and forbs to minimize soil loss and run-off. Similarly planting of riparian vegetation along the waterways is also very common and in fact, the U.S. government will compensate farmers financially for incorporating such BMPs into the farm management practices. Thus the design practices of individual components of this project have been used extensively.

Government Roles and Regulations

In the U.S. farmed land is not necessarily subject to all of the requirements of the national level Clean Water Act (CWA); this varies by state and even for those states that in theory hold farmers to the CWA, enforcement is extremely rare. However, there are government funds available to farmers who implement various practices to minimize the impact of their farm on "Waters of the U.S."⁴ The most well-known is the Conservation Reserve Program (CRP) that is used to manage runoff of phosphorus, nitrogen, and soils from erodible land. Many farmers have adopted CRP practices on their land which include for example the types of BMPs described in the last section.

The federal government also has funding for monitoring some projects designed to reduce nonpoint source inputs to Waters of the U.S. This program is called the Environmental Protection Agency (EPA) 319 National Monitoring program. The goal of this program "National Nonpoint Source Monitoring Program" is to gather sufficient data on a number of watershed projects nationwide to understand their effectiveness.

Implementation

The project began in 1992 and first involved purchasing land with the object of taking much of the row crop land out of agricultural production. Riparian zones were restored either into

⁴ Waters of the U.S. is a legal term with associated definitions that determine what types and sizes of waterways area subject to the CWA. This has been in effect since the CWA was originally passed but was challenged to some extent by a decision by the Supreme Court in 2006. In 2015, a revised Waters of the U.S. rule was established by the Environmental Protection Agency to better clarify what types of waters are protected.

prairie vegetation, savanna vegetation or trees.

“From 1992 to mid to late 2000s, prairie plantings at NSNWR averaged approximately 90 to 150 ha of prairie each year, resulting in row crop land use decreasing from 69% to 54% of the watershed. Over 200 species of tallgrass prairie grasses and forbs have been seeded in the former agricultural fields” (Schilling and Drobney 2014).

Wetlands were restored.

Monitoring and Results

The project involved monitoring two watersheds – a paired watershed study design – that included the Walnut Creek Watershed and the Sqaw Watershed. The latter remained mostly in cropland as the former was increasingly planted with prairie grasses.

The paired watershed study was led by Dr. Keith Schilling (University of Iowa) and colleagues⁵. Monitoring of water quality and hydrologic response began in 1995 (four years after restoration began). In addition to monitoring water quality using funds from EPA's 319 program, a number of smaller studies and measurements were made in order to get a comprehensive view of the landscape response, how that influence hydrology, and subsequent water quality. Measurements were made at the scale of entire fields as well as smaller plots.

Twelve ephemeral sub-watersheds in Walnut Creek were used to measure water flow and sediment erosion. Sediment flux off of fields with prairie filter strips was reduced 96% compared to those in cropland (Helmets et al. 2012). Run-off comparisons were also made between three sub-watersheds that had 100% prairie, prairie filter strips, or crops. Average annual runoff in the all prairie site was 49% less than that in the site with filter strips and nearly 70% lower than the site in 100% crops (Schilling and Drobney 2014).

While the stream network in Walnut Creek had lengthened, widened and incised during the post- settlement high cropland period, the recovery of the network and channel geomorphology appears to be only happening very slowly and has not yet changed significantly. The goal is for the channel and floodplain to eventually be reconnected, the large amounts of sediment deposits from past soil erosion will take a very long time to work their way through the stream network. In the meantime the highly erosive channels have been strengthened some by planting of perennial vegetation to help increase root depth (Schilling and Drobney 2014). The researchers note that the greatest improvement following restoration is water quality, particularly nitrogen concentrations. They report that: “concentrations of nitrate are lowest in creeks and tiles draining reconstructed prairie areas (<1 mg/L) compared to concentrations of water draining row crop areas (>10 mg/L). Results indicated that nine headwater areas consisting of 90 percent row crop contributed more than half the total nitrate export from the watershed while comprising only one-third of the land area.”

The overall general response to restoration for the hydrology, geomorphology, and water quality varies with respect to the extent of progress toward the restoration goals (Table 1).

⁵ K.E. Schilling, T. Hubbard, J. Luzier, and J. Spooner. 2006. Walnut Creek watershed restoration and water quality monitoring report. Iowa Geological Survey, Report Series 49.

Table 1. Summary of project outcomes. Q = discharge, ET = evapotranspiration, [NO₃] = nitrate concentration; [P] = phosphate concentration, and W:D = width:depth. Some of the factors were measured at the plot scale – these are experimental tracts that have been planted in grassland; other measures are at the whole watershed scale and thus measurements are made in the main stem channel at the base of the watershed or at its

Progress toward hydrologic restoration →		
No progress	Some progress	Measurable progress
Discharge (watershed scale) <ul style="list-style-type: none"> • no decrease in stormflow Q • no decrease in contribution of stormflows to annual Q 	Discharge (scale*) <ul style="list-style-type: none"> • increased baseflow Q in lower watershed • increased baseflow contribution to annual Q 	Discharge (plot scale) <ul style="list-style-type: none"> • decreased stormflow Q • increased infiltration
Channel <ul style="list-style-type: none"> • W:D not same as historic • channel & floodplain disconnected 	Channel <ul style="list-style-type: none"> • some channel widening 	Channel <ul style="list-style-type: none"> • none
Groundwater (riparian zone) <ul style="list-style-type: none"> • depth not changed 	Groundwater <ul style="list-style-type: none"> • increased ET suggests potential groundwater change (plot scale) 	Groundwater (uplands) <ul style="list-style-type: none"> • increased groundwater recharge
Water Quality (watershed scale) <ul style="list-style-type: none"> • [P] not reduced • Sediment export not reduced 		Water Quality <ul style="list-style-type: none"> • Lower [P] (plot scale) • less sediment export (plot scale) • lower [NO₃] (watershed scale)
*the result is based on watershed data minus the contribution of row crop flow; thus, this result represents the contribution of prairie restoration to hydrology.		

Lessons learned

While much of the Walnut Creek watershed is still in agricultural production and much of the land is tilled (thus subsurface routing of water is still very rapid), progress that is measurable has been documented. As the restoration continues more progress is expected especially in terms of changes to the stream channels so they will become less eroded (self-repair over time). Water quality is still expected to improve at the

Schilling and Drobney (2014) emphasize key restoration lessons learned⁷:

- Restoring the hydrology is key to restoring the land
- Monitoring hydrologic restoration is best suited at the plot or sub-catchment scale but results from the plot scale do not necessarily scale up to the watershed level

- Uplands offer a much greater opportunity for restoring hydrologic processes than lower in the watershed because the former are primary sites of groundwater recharge while lowland areas integrate hydrologic inputs from all upslope areas and often contain a legacy of historical alterations; headwater areas;
- Headwater areas must be restored before hydrologic conditions in downstream areas are
- Restoring the stream channel is a long-term project
- The timeframe for hydrologic restoration should be realistic

References

Helmets, M.J.; Zhou, X.; Asbjornsen, H.; Kolka, R.; Tomer, M.D.; Cruse R.M. 2012. Sediment removal by prairie filter strips in row-cropped ephemeral watersheds. *J. Environ. Qual.* **41**, 1531–1539.

Schilling, K.E.; Zhang, Y.K.; Drobney, P. 2004. Water table fluctuations near an incised stream, Walnut Creek, Iowa. *J. Hydrol.* **286**, 236–248.

Schilling, K.E., T. Hubbard, J. Luzier, and J. Spooner. 2006. Walnut Creek watershed restoration and water quality monitoring report. Iowa Geological Survey, Report Series 49.

Schilling, K.E.; Li, Z.; Zhang, Y.K. 2006. Groundwater-surface water interaction in the riparian zone of an incised channel, Walnut Creek, Iowa. *J. Hydrol.*, **327**, 140–150

Schilling, K.E., and P Drobney. 2014. Restoration of prairie hydrology at the watershed scale: two decades of progress at Neal Smith National Wildlife Refuge, Iowa. *Land* **3**:206-238.

Fluvial Restoration in the Chesapeake Bay Region: Case Studies from Maryland and Washington D.C.

Solange Filoso

Assistant Professor, University of Maryland Center for Environmental Science,
Chesapeake Biological Laboratory

In this part of the report, I describe two case studies of stream restoration in Maryland and one case study in Washington DC (Fig. 1).



Figure 1. Map of the USA showing the 50 states and their political boundaries. The state of Maryland is marked in red and Washington DC marked in yellow.

The case studies in Maryland are from Anne Arundel County near Annapolis and were chosen primarily because the scientific studies to assess restoration effectiveness for water quality and quantity were done by my research group at the University of Maryland Center for Environmental Science. Furthermore, like in Niterói, the restoration projects in Anne Arundel County were implemented in coastal watersheds facing a growing rate of urbanization and water pollution.

The case study from Washington DC was chosen for being a comprehensive restoration project which included a social component in addition to environmental goals. This project included the daylighting of a channel reach that had been running underground, restoration of water quality in the upper portion, projects in the watershed to increase runoff infiltration, and a great deal of outreach work and community engagement.

Restoration in Anne Arundel County, Maryland

Public investment in stream restoration is growing in the US and worldwide, and the most common drivers of urban stream projects are water quality improvement and infrastructure protection, although recreational and aesthetic benefits are often important community goals.

Urbanization simultaneously increases the loading of water and nutrients while simplifying receiving stream channels, turning the urban river from a functioning ecosystem to an efficient gutter (Bernhardt & Palmer, 2007).

In Anne Arundel County, stream restoration is also driven by water quality obligations under the National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES) Municipal Separate Storm Sewer System (MS4) Permit and the Chesapeake Bay Total Maximum Daily Load (TMDL).

These programs require that the County maximize water quality within its watersheds via watershed restoration projects and reduce pollutant loads exported to the Bay. Stream restoration and rehabilitation efforts are widely used by Anne Arundel County as a means of implementing watershed restoration and meeting TMDL goals.

Background

MS4 Permits: The United States Clean Water Act created by the Environmental Protection Agency requires that all municipal, industrial and commercial facilities that discharge wastewater or stormwater directly from a point source (a discrete conveyance such as a pipe, ditch or channel) into a water of the United States (such as a lake, river, or ocean) must obtain a National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES) permit. All permits are written to ensure that the receiving waters achieve their Water Quality Standards.

NPDES discharges can be permitted with an individual permit or covered under a general permit. General permits authorize a category of discharges within a geographical area such as a municipality. Municipalities subject to the stormwater regulations are evaluated to determine compliance. Program evaluations of Municipal Separate Stormwater Sewer Systems (MS4) are used to determine permittee compliance with NPDES permit requirements. In Maryland, Anne Arundel County was among the first jurisdictions to receive a Phase I NPDES Municipal Separate Storm Sewer System (MS4) permit (issued in 1993). The permit stipulates that the County maximize water quality within its watersheds via watershed restoration projects using efforts that are definable and the effects measurable. Stream restoration and rehabilitation efforts are used by Anne Arundel County as a means of implementing watershed restoration.

TMDL: The TMDL (Total Maximum Daily Load) establishes the maximum amount of an impairing pollutant or stressor that a waterbody can assimilate and still meet Water Quality Standards (WQSs) and allocates that load among pollution contributors. The TMDL is also a tool for implementing state water quality standards. A TMDL is calculated as the sum of the allowed pollutant loads for point sources, non-point sources, projected growth and a margin of safety.

For the Chesapeake Bay (CB) region, the TMDL is designed to ensure that pollution control measures needed to fully restore the CB and its tidal rivers are in place. Watershed Implementation Plans (WIPs) are the roadmap for how the CB jurisdictions, in partnership with federal and local governments, will achieve TMDL allocations. Stream restoration and rehabilitation efforts are used by Anne Arundel County as a means to reduce nutrient and sediment transport to tidal waters.

Authority: Watershed and stream restoration activities are planned and implemented by the Watershed Protection and Restoration Program (WPRP) Division of Anne Arundel County. The Maryland Department of the Environment provides detailed Performance Criteria for each Best Management Practice group and also standards to prevent adverse impacts. The State establishes an allowance for jurisdictions that have developed Watershed Master Plans. These Plans can provide new limits for water quality and quantity that differ from County requirements, based on the needs of the watershed and not just general conditions. Any plan that modifies the stormwater criteria must be approved by the state prior to implementation by the County.

Watershed Management Planning in the County

Over the last twenty years, Anne Arundel County has tried to improve conditions of its watersheds and water quality impairments by implementing different watershed protection plans, programs and regulations. The General Development Plan establishes that the County is

required to develop a Comprehensive Watershed Management Plan for each of its 12 watersheds with a holistic and systematic watershed perspective to land use planning and development activities (AA County, 2015). The plans are developed on a community watershed scale and include the characterization of baseline conditions and resources, the identification of existing and potential concerns, along with short- and long-term opportunities for improvements, which are focused on water quality issues. The analysis of baseline conditions and resources identified in the Plan is used as the basis for prioritizing watershed restoration and preservation initiatives. Through the characterization and analysis of a watershed area, the plans also provide recommendations necessary to facilitate daily land use and infrastructure decisions to protect watershed resources.

Watershed characterization datasets include high resolution impervious and land cover, urban stormwater information pertaining to treatment areas and performance measures, septic and stormwater infrastructure information, inventory of degraded stream areas, in addition to other assessment data. All information are compiled and stored into a GIS interfaced Watershed Management Tool (WMT) which consists of several components. The first component is a data repository in which all environmental data pertaining to waterways and land use is stored, maintained, and updated. The second component includes models that are used to evaluate present and future conditions regarding hydrology, hydraulics, and water quality. A third component consists of a statistical model which is used to perform exploratory analysis and identify the correlations between watershed stressors and watershed health indicators. The final component is a rating and prioritization analysis for streams and subwatersheds. This analysis is aimed at prioritizing restoration and preservation recommendation actions, including a cost/benefit analysis, feasibility study, and development of conceptual plans. Watershed models can also be used to evaluate pollutant loading levels associated with scenario policy considerations such as cluster zoning, for instance. Future conditions can be modeled for these policy considerations and the conditions compared to traditional community development.

Funding Sources

The State establishes an allowance for jurisdictions that have developed Watershed Master Plans. In Anne Arundel, funds for watershed restoration are also collected from a newly created stormwater utility fee. These fees have allowed the County to undertake many projects needed to reduce localized flooding, improve public infrastructure, restore streams, and improve water quality. For example, by leveraging existing funds with money from the stormwater utility fees, the County was able to budget over \$76 million in 2014 for projects to repair deteriorated and inadequate storm drain systems across the County. The goals were to provide immediate and long-term relief to localized ponding and flooding problems, to improve the water quality of runoff, and to provide protection to the existing public and private properties and infrastructure. Some of the most common practices being implemented by Anne Arundel County include repairing and upgrading outfalls, retrofitting stormwater ponds and management structures, and restoring streams.

CASE 3 - CYPRESS CREEK, MARYLAND

Watershed Description

Cypress Creek watershed is 5 km² and is part of the Magothy River basin in Anne Arundel County, Maryland (Fig. 2). The Magothy River is one of the most polluted in the County, with decreased water clarity, decreased dissolved oxygen, and decreased abundance of wetland and sea grasses. Water clarity, dissolved oxygen and bay grasses are all essential to support aquatic life, and are all negatively impacted by excess nitrogen, phosphorus and sediment. The largest single source for each of those pollutants is polluted runoff. To address this pollution problem in the Magothy, Anne Arundel County has planned and budgeted for the restoration and improvement of several outfalls, stormwater ponds, and stream reaches.

Cypress Creek is one of the many streams draining into the Magothy River. About 31% of the Cypress Creek catchment area is impervious. As a consequence, the water flows and flowpaths in the drainage area have been greatly modified, causing peak flows in the main channel to be relatively high during storms and base flows to be severely reduced during droughts. Also, because the catchment was developed before regulatory requirements were in place to reduce pollutant loads, the stream receives high loads of pollutants from its catchment.

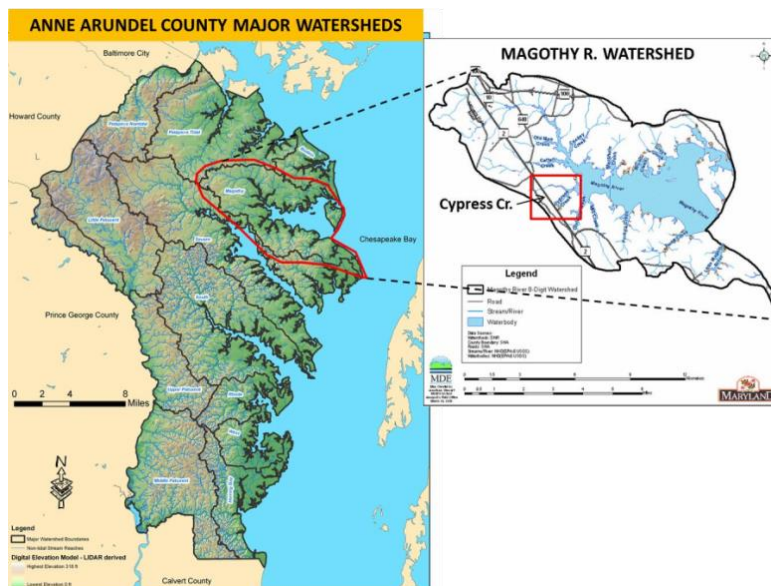


Figure 2. Map of Anne Arundel County (left) showing the boundaries of its major watersheds. The Magothy River basin is marked in red. Above, a map of the Magothy River watershed shows the location of the Cypress Creek sub- watershed (red rectangle).

As most of the streams draining into the Magothy, Cypress Creek drains sandy soils with relatively low elevation. Therefore, the stream channel has a long tidal portion and much of the non-tidal reach can be characterized as a lowland boundary channel. Lowland boundary channels in Anne Arundel County are usually restored precisely because they are at the estuarine boundary and, therefore, are the last conduits through which stream water passes prior to entering tidal waters into the Chesapeake Bay. These channels are usually impacted by large quantities of sediments transported from upstream areas and associated with land development, and from bank erosion as well. Excess amounts of nutrients and other pollutants also enter these channels while they have a reduced capacity to process them.

Restoration Plans

The most urban portion of the Cypress Creek watershed is the area drained by the Northern branch of Cypress Creek. For this reason, in 2008, the Department of Public Works at Anne Arundel County proposed to **restore the stream channel draining this area**, from where it crosses a busy highway (Hwy 2) to the tidal interface. Along with the channel restoration, the County also proposed to implement or retrofit **stormwater management structures** throughout the watershed in order to reduce stormwater runoff to the stream channel, improve the water quality, and reduce pollutant loads transported into the Chesapeake Bay.

Approximately 40% of the North Cypress Creek drainage area is impervious and composed of parking lots, commercial buildings and roads. The remaining area is classified as medium density residential (Fig. 3). Soils are mostly sandy and the topography is typical of coastal lowlands.

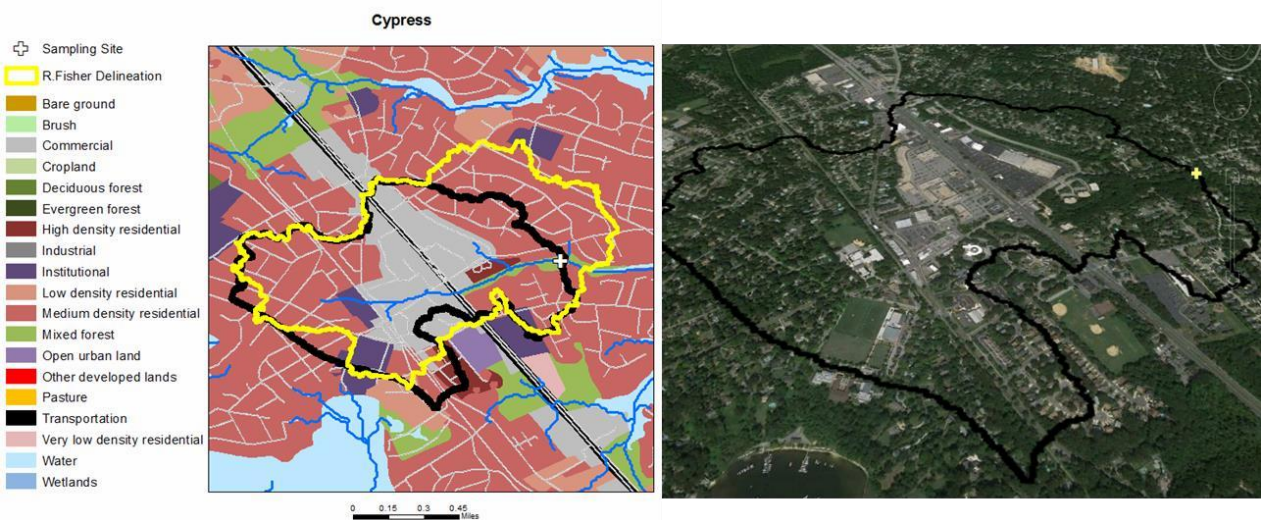


Figure 3. Land use map (left) and aerial photo (right) showing the drainage area of the non-tidal portion of the North Branch of Cypress Creek.

In-channel Stream Restoration (North Cypress Creek)

Objectives

The channel restoration aimed at stabilizing nearly 1000 meters of eroding stream channel encompassing the reach from Ritchie Highway downstream toward the tidal water interface. The goal was to minimize sediment erosion into the channel, thereby, minimize the need for future dredging in the tidal zone. Another objective was to modify the channel hydrology in order to promote nitrogen uptake and reduce transport to the Chesapeake Bay. Excess nitrogen loads is one of the main factors leading to eutrophication and anoxia in the bay.

Project Design

The project was designed to restore 1000 linear meters of the Northern branch of Cypress Creek (Fig. 4). The project included the creation of 2 ha of wetlands, including an in-line headwater wetland, and forested, emergent, tidal, and seepage wetlands. It also included the creation of 1 ha of riparian forest. However, the project required the removal of the existing riparian forest to widen the channel and to create floodplain wetlands.



Figure 4. Restoration plans for the North Branch of Cypress Creek, Anne Arundel County, MD, showing a headwater wetland, step pools, an anastomosed braided channel, and floodplain wetlands.

Implementation

Construction started in the fall of 2012 and was completed in the spring of 2013. The construction began with the removal of a large swath of existing riparian forest along the channel and the re-grading of banks to hydrologically reconnect the channel with its floodplain (Fig. 5). Despite some attempt to minimize the impacts of construction on the stream (e.g. use of sediment traps, soil mulch and transport barriers), the removal of the riparian forest caused extensive erosion, and massive transport of sediment transport into the stream. Erosion impacts were exacerbated by starting the project implementation during the hurricane season (September/October), when large rain storms are common. The spring season, when construction was finished, is also marked by increased frequency of large storms. The floodplain soils were quite bare during this period.



Figure 5. North Cypress Creek channel before restoration implementation (top left), during the riparian forest removal (top right, bottom left, and at the end of construction in the following spring (bottom right).

After the trees were removed, a concrete weir was built near the top of the stream reach by the highway to retain stormwater during storm events and slow streamflow. The area above the weir was transformed in what was called a “headwater wetland” (Fig. 6).



Figure 6. Concrete weir constructed at the top of the channel reach adjacent to Ritchie Hwy and upstream headwater wetland.

The next step was the reconfiguration of the channel reach immediately downstream of the weir to add sinuosity (Fig. 7). The stream banks were armored with rocks to stabilize them and prevent bank erosion. Boulders and rocks were also placed in several points across the channel to create riffles.



Figure 7. Picture showing a modified channel reach armored with rocks to enhance bank stability and provide sinuosity.

The reach below the armored banks was transformed into braided anastomosed channels separated by floodplain islands created by carving small channels through the existing riparian forest to form a forested wetland (Fig. 8). Wood chips and sand were added to the newly formed islands to help stabilize them.



Figure 8. Meandering anastomosed channels separated by floodplain islands. The photos on the top were taken immediately after construction and the photos in the bottom were taken in the summer, one year after the end of construction.

Downstream the anastomosed braided channels, the reach was widened to create a stream-wetland channel designed to promote pollutant retention and help regulate stream flow. The high incidence of sun light in this reach of the channel promotes the growth of wetland vegetation during warmer months (Fig. 9).



Figure 9. Widened stream reach forming a stream-wetland complex downstream of the anastomosed braided channels.

Stormwater Management Structures

Bioretention Pond at Park & Ride

Objective

The bioretention was designed to increase infiltration, limit drainage and improve water quality of runoff generated by a Park & Ride parking lot (Fig. 10).

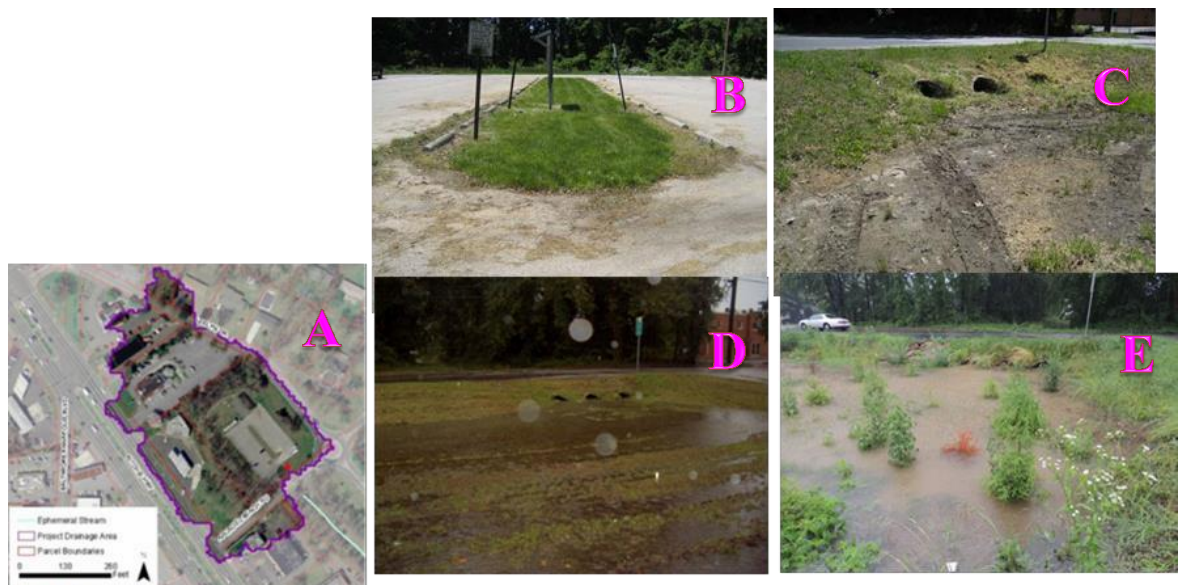


Figure 10. (A) Aerial photo showing drainage area of the bioretention project; (B,C,D) photos of bioretention area before implementation; (E) bioretention after construction and during a rain event.

Project Design

This project consists of two bioretention facilities designed to reduce and treat the surface runoff from the parking lot within the North Cypress Creek sub-watershed (Fig. 11). The two facilities receive runoff from an area of 23.6 m² with 15.4 m² of impervious cover. Both facilities were conceptualized primarily as filtration structures containing underdrains to

improve infiltration in the predominantly poorly drained soils. The facilities were built with a perimeter of sand filter, a gravel diaphragm, and a mulch layer. The underdrains of one facility is connected to the underdrains of the other facility to combine the filtered flow and convey it under the road through a modified culvert to a dry swale leading to the BMP further downstream described below.

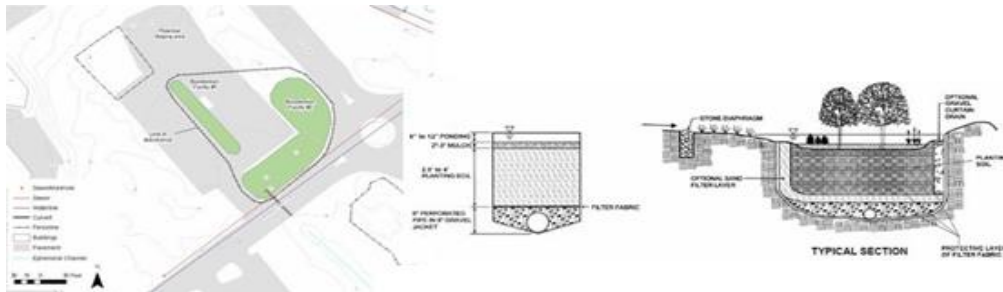


Figure 11. Plan view of the two bioretention facilities marked in green (left); Cross Section View of Typical Bioretention Facility (below).

Leelyn Drive Regenerative Stormwater Conveyance System

Objective

The regenerative stormwater conveyance system (RSC) at Leelyn Dr. was designed to substitute an old stormwater management structure that existed there (a swale) in order to reduce the volume of surface runoff conveyed to the North branch of Cypress Creek from a drainage area of 0.23 km² which is 43% impervious (Fig. 12) and from to the outflow from the Park & Ride bioretention facilities. Another objective of the RSC is to improve the water quality of runoff.



Figure 12. Aerial photo (left) with the delineation of the drainage area associated with the RSC implementation to substitute the old structure (grass swale above).

Project Design

The step pool conveyance systems is comprised of a series of shallow pools, riffle grade controls, native vegetation, and underlying sand and compost filter designed to treat, detain, and safely convey runoff (Fig. 13). The pools and riffles are designed to safely convey peak discharge from a 100-year storm, which is equivalent to approximately $6 \text{ m}^3/\text{s}$. The system is 200 meters long and the elevation drop along the length is 2.4 meters.



Figure 13. Plan View (top left) and profile and cross section (top right) of the Regenerative Storm Conveyance System; photos (bottom row) showing the system during implementation (left), during normal conditions (middle) and during a storm event (right).

Dunkeld Manor Stormwater Retrofit

Objective

The stormwater retrofit at Dunkeld Manor was designed to substitute an existing infiltration basin to increase water infiltration and control flooding in the adjacent residential area (Fig. 14). The new system was also designed to improve the water quality of runoff.



Figure 14. Picture of Dunkeld Manor stormwater structure before retrofit implementation (top and bottom left); picture of flooding problem in the adjacent residential area (top right).

Project Design

The old stormwater structure was replaced by a regenerative storm conveyance system with a series of shallow pools, riffle weir grade controls, native vegetation, and underlying sand and compost filter designed to treat, detain, and safely convey runoff (Fig. 15). The pools and riffles were designed to safely convey peak discharge from storms as large as about 1.8 m³. The elevation drop along the length is 1.1 meters.



Figure 15. Plan View of the retrofit structure (left) and photo of the Regenerative Storm Conveyance system after implementation (right).

Technical and Scientific Studies (Cypress Creek Watershed)

Monitoring Effectiveness

Objectives

Watershed restoration projects implemented in Anne Arundel County should be well defined

and the effects measurable. Accordingly, the County contracted the University of Maryland Center for Environmental Science (UMCES) to assess the effectiveness of implementing channel restoration and stormwater management practices in the North Cypress Creek sub-watershed.

The objective was to quantify the cumulative effects of stream restoration plus the different BMPs on the loads of nitrogen, phosphorus, total suspended solid (TSS) exported to downstream waters. Documenting the impacts of restoration on the flow regime were also an important aspect of the project.

Methods

To assess load reductions resulting from channel restoration and BMP implementation, we monitored each project individually for a period of at least one year before construction and again for at least a year after construction. The monitoring program was developed, implemented and coordinated by Drs. Solange Filoso and Michael Williams at the Chesapeake Biological Laboratory (UMCES).

Water sampling

Water quality samples were collected with discharge measurements immediately downstream of each BMP. At the Cypress Creek channel, water samples and instantaneous discharge data were collected during baseflow (monthly through October 2013) and stormflow (event basis) periods. Baseflow conditions were defined as periods of low flow when the effect of precipitation on stream flow was minimal (i.e., approximately two days after a storm event) and stream stage relatively stable. The stormwater BMPs do not have baseflow, so samples were collected only during storm events. Storm events are defined as a measurable precipitation event ($>0.01''$) with a ≥ 72 -hour antecedent dry period.

At the Leelyn Dr. RSC and at Cypress Creek channel, stormflow samples were collected using automated samplers (Teledyne Isco 6712) (Fig. 16), whereas at Park & Ride and Dunkeld, stormflow was often collected as a series of grab samples. In both cases, water samples were generally collected during the rising and falling limbs of the hydrograph.



Figure 16. Automated water sampler in a protective housing at Cypress Creek before restoration (top left) and after restoration (top right). Sampler installed at the Leelyn Dr. stormwater structure before retrofit (bottom left) and after it (bottom right). The sampler type used, ISCO 6712, is shown on the far right photo.

Stormflow sampling was intended to take place at least twice per season to account for seasonal variation. Indeed, most storms $\geq 0.5''$ were routinely monitored so that sampling would commence with the advent of downstream flow at the Park & Ride bioretention, and RSCs at Leelyn and Dunkeld sites. However, even with larger storms, there were instances when not enough flow was generated to allow sampling. This happened many times after construction at Leelyn. Nevertheless, sampling covered all seasons at both sites.

For the Cypress Creek site, additional base- and storm-flow data were available for the period from June 2008 to the beginning of the current project (November 2010). These data were collected using identical procedures to those described herein and are therefore included in the pre-construction data characterization for this site.

Water samples were collected in acid-washed HDPE bottles and either filtered immediately or within a few hours after collection. All samples were stored on ice after collection and while being transported to the Chesapeake Biological Laboratory (CBL), where they were refrigerated at 4°C . At the laboratory, samples that were not filtered in the field were filtered within 12 hours using glass-fiber filters (nominal pore size of $0.7\ \mu\text{m}$) to separate dissolved from particulate constituents. Dissolved and particulate samples were stored in a freezer at the CBL prior to analyses.

Hydrological Measurements

A combination of tipping bucket and bulk rain gauges were used at two sites to measure precipitation volume. Each tip of the bucket recorded 0.2 mm of precipitation. Bulk precipitation gauges were co-located at these sites. One site was located about 0.36 miles from both the Park & Ride and Leelyn monitoring sites, and about 0.57 miles from the Cypress Creek site (tipping bucket data from August 7th, 2011 to present; bulk collector from April 12th,

2013 to present), and the other at Anne Arundel Community College – AACC (tipping bucket and bulk collector data from October 21st, 2013 to present). These gauges were unobstructed by objects such as overhanging trees and power lines. The tipping bucket rain gauge was inspected and its logger downloaded monthly, whereas the plastic gauge was routinely monitored on a single event to bi-weekly basis.

At the Park & Ride, Dunkeld, Leelyn, and Cypress Creek sampling sites, instantaneous discharge was measured using the cross-sectional area method (Gordon et al. 2004). Pressure transducers (Onset HOBO Water Level Logger) were used to record continuous stage height at the outflows at each sampling station; separate loggers were used to record barometric pressure which was subtracted from the stage data. Discharge measurements were done immediately after water collection during the monthly baseflow sampling events, and also during variable water stages for stormflow. Instantaneous discharge data for each site was used to create rating curves and convert continuous stage data into discharge (L/s).

Physico-chemical Parameters Measured

- Nitrate, ammonium, dissolved organic N, total dissolved N, particulate N (NO_3 , NH_4 , DON, TDN, and PN, respectively)
- Phosphate, total dissolved phosphorus (PO_4 , TDP)
- Total suspended solids (TSS)
- Major anions (Cl, SO_4)
- Dissolved organic carbon, particulate carbon (DOC, PC).
- Water temperature
- Conductivity

Analytical Methods

Nitrate and nitrite (NO_3+NO_2) were determined using the cadmium reduction method on a flow-injection analyzer (Lachat QuikChem 8000). Nitrate was also determined using a Dionex ion chromatograph (ICS-1000), that also provided major anion data (i.e., Cl and SO_4).

Ammonium (NH_4) was determined using the Berthelot Reaction method (Kerouel and Aminot 1987). Dissolved inorganic orthophosphate (PO_4) was determined following the EPA Method 365.1 (1979), using a colorimetric method where color is proportional to PO_4 concentration. Total dissolved nitrogen (TDN) concentrations were determined on filtered water samples using the persulfate digestion method (D'Elia et al. 1977). Dissolved organic N (DON) was calculated as the different between TDN and the inorganic fractions of N. The potassium persulfate method was also used for determining total dissolved P (TDP) concentrations.

Particulate N and C were measured with a Perkin Elmer 2400 CHN elemental analyzer, while total suspended solids (TSS) concentrations were measured from material retained on 47 mm pre-weighed filters were determined by first drying the filters at 105°C overnight and then weighing after cooling at room temperature in desiccators. Concentrations (mg/L) were calculated as the weight of the filter after collection of the sample divided by the volume of water filtered.

Detection limits of the analytical methods described are provided (Table 1); others can be

found on the Nutrient Analytical Services Laboratory (NASL) webpage (<http://nasl.cbl.umces.edu/>).

Table 1: Parameters measured and method detection limits. Limits of detection for other parameters can be found on the NASL website (<http://nasl.cbl.umces.edu/>).

Parameter	Method Detection Limit
Nitrate + Nitrite, mg/L as dissolved N	0.0007 mg/L
Ammonium, mg/L as dissolved N	0.001 mg/L
Orthophosphate, mg/L as PO ₄ -P	0.0006 mg/L
Total Dissolved Nitrogen, mg/L as N	0.05 mg/L
Total dissolved P, mg/L as PO ₄ -P	0.0015 mg/L
Particulate Nitrogen, mg/L as N	0.0105 mg/L

Dissolved oxygen (DO) concentrations (mg/L) and conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$) were measured in the streamwater of Cypress Creek for part of the growing season in 2013 and 2014 (Hobo probes U26-001 and U24-001, respectively). Stream metabolism was estimated in 2013 using the method outlined in Roberts et al. (2007) with the data collected from these probes.

Results

Pre- and Post-Construction Hydrology

For each of the project sites, water budgets and loading rates were estimated using a combination of modeled and empirical pre- and post-restoration data. The data and assumptions used to derive these estimates are described below.

Park & Ride Bioretention

The holding capacity of the bioretention facilities after construction was about 0.9 to 1.2 inches of precipitation. Variation in the holding capacity was a function of rainfall intensity, antecedent precipitation volume, and seasonality. Unfortunately, a pre- and post-construction comparison of holding capacities was difficult to make because the contributing drainage area of the structure increased after the retrofit. This increase was caused by extra runoff from Ritchie Hwy which had been essentially blocked by a buildup of sediment and vegetation before the new project was implemented.

Nevertheless, we were able to estimate that the holding capacity of the system practically doubled. The depth of the ponding basin increased by approximately 31 cm after construction but there was no evidence that the infiltration capacity improved.

Leelyn Dr. RSC System

Before construction, the stormwater structure produced runoff and conveyed it into Cypress Creek channel during storms as small as 9 mm. After construction, no runoff was produced for storms smaller than 21 mm. However, after prolonged dry periods (≥ 1 week), the RSC system was capable of preventing runoff downstream for storm events as large as 66 mm.

Based on the precipitation-runoff relationship, we estimated that the Leelyn stormflow structure conveyed between 50% and 64% of the surface runoff before the implementation of the project but only 6.4% to 4.5% after it. Therefore, the RSC reduced the volume of runoff from its drainage area to North branch of Cypress Creek by an order of magnitude.

Dunkeld Manor

A combination of observations and analysis of hydrograph and precipitation data indicate that the holding capacity of the retrofitted system increased from 5-mm storms to 17 mm. The holding capacity increased, in part, due to an increase in the ponding basin depth. More importantly, the infiltration capacity of the system has improved after the retrofit. For example, Dunkeld easily prevented flooding during the intense 155 mm storm event on August 12th, 2014.

Stream Channel Restoration (Cypress Creek)

Based on hydrograph data, the post-construction system became less flashy with the channel reconfiguration. However, there were relatively small changes in baseflow discharge (Fig. 17). Also, the channel floodplain became much broader after construction but because the elevation of the reconfigured reach was similar to that of the pre-construction period, the capacity of the system to store water and augment groundwater recharge was limited.

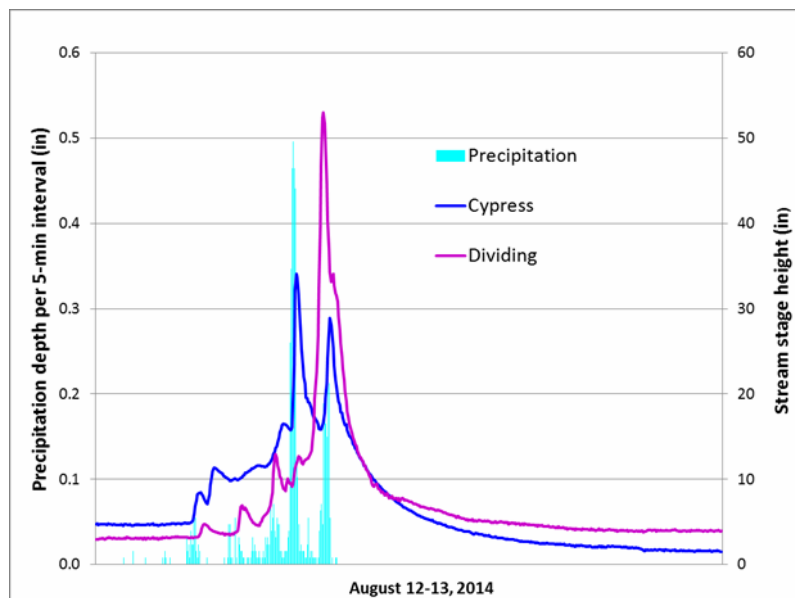


Figure 17. Precipitation and stage height during a large storm (155 mm) at Cypress Creek and a control stream nearby (Dividing Cr.) with similar land use and drainage area.

Water Quality

Stormflow Conditions: For the Park & Ride site, flow-weighted mean concentration

comparisons show that the median TN, TDP and TSS concentrations decreased with construction of the bioretention facility (Figure 18a, b and c).

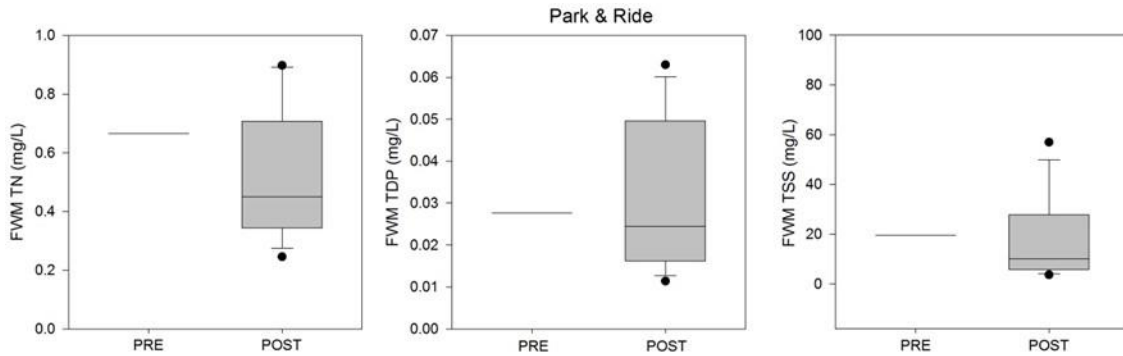


Figure 18a, b and c (left to right). Box and whisker plots of flow-weighted mean (FWM) TN, TDP, and TSS concentrations (mg/L) for stormflow events sampled during post-construction at Park & Ride (pre-construction is the mean). Box and whisker plots show the median, bounded by the 25th and 75th percentiles. Bars depict the minima and maxima, while dots depict mild and extreme outliers associated with individual storm events.

Results were slightly different for the RSC system at Leelyn Dr., where post-construction concentrations decreased for TN and TDP but increased for TSS (Figure 19a, b and c). The TN concentrations were approximately half of the pre-construction values and although TSS concentrations increased in the post-construction period, most of the increase was caused by the first post-construction storm sampled. Therefore, if this storm is excluded, post-construction TSS concentrations are actually slightly lower in comparison to pre-construction concentrations.



Figure 19a, b and c (left to right). Box and whisker plots of volume-weighted mean (VWM) TN, TDP, and TSS concentrations (mg/L) for stormflow events sampled during post-construction at Leelyn (pre-construction samples are FWMs of each sampling event). Plots show the median, bounded by the 25th and 75th percentiles. Bars depict the minima and maxima, while dots depict mild and extreme outliers associated with individual storm events

At Dunkeld Manor, median concentrations in the post-construction period increased for TN and TSS (Figure 20a, b and c). Only concentrations of TDP decreased but by a small amount.

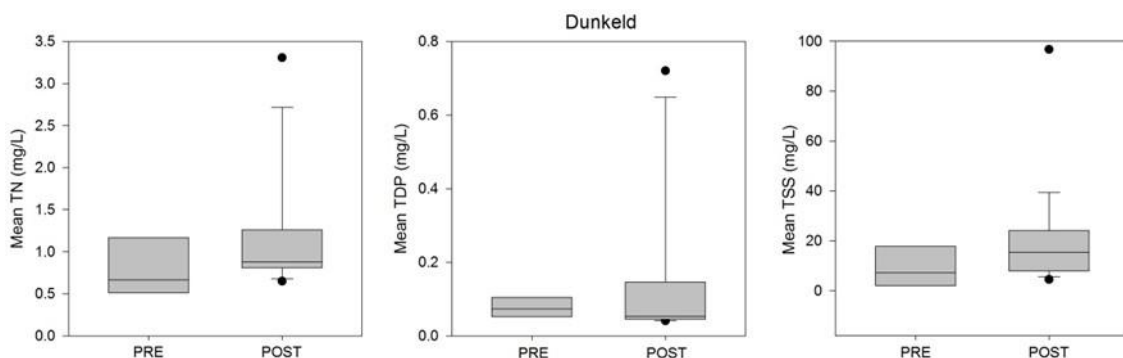


Figure 20a, b and c (left to right). Box and whisker plots of mean TN, TDP, and TSS concentrations (mg/L) for all stormflow events sampled during pre- and post-construction at Dunkeld. Box and whisker plots show the median, bounded by the 25th and 75th percentiles. Bars depict the minima and maxima, while dots depict mild and extreme outliers associated with individual storm events.

The median stormflow concentrations after restoration at the stream channel at Cypress Creek decreased for TN and TSS but increased for TDP (Figure 21a, b and c). Median TSS concentrations were only slightly lower in the post-construction period while the increase in the median concentration of TDP was accompanied by higher variability.

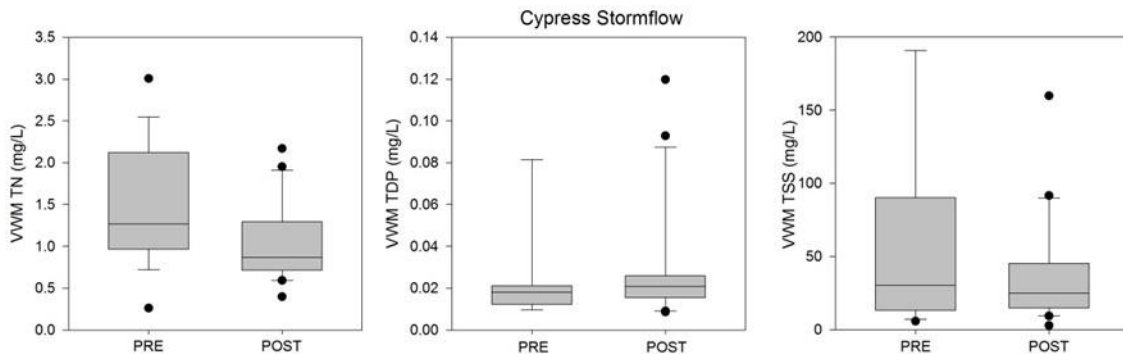


Figure 21a, b and c (left to right). Box and whisker plots of FWM TN, TDP, and TSS concentrations (mg/L) for all stormflow events sampled during pre- and post-construction at the North Branch of Cypress Creek. The pre-construction concentrations include every storm collected since 2008. Box and whisker plots show the median, bounded by the 25th and 75th percentiles. Bars depict the minima and maxima, while dots depict mild and extreme outliers associated with individual storm events.

Base Flow Conditions: Base flow was observed only in the Cypress Cr. channel site. Total N concentrations decreased in post-construction period, whereas those of TDP and TSS increased

(Figure 22a, b and c). The composition of the TN also changed. Before restoration, the dissolved N fractions constituted about 93% of TN in contrast to 56% after restoration. Furthermore, during the pre-construction period, NO₃ concentrations in were about half of TN, whereas PN was about 7%. In the post-construction period, DON and PN were the dominant forms of N. The change observed in the predominant form of N suggests that the stream reconfiguration promoted the uptake of inorganic N by primary producers, thus limiting nitrification and subsequent denitrification.



Figure 22a – c (top to bottom). Time series of TN, TDP and TSS concentrations in the baseflow of the north branch of Cypress Creek. Total N is partitioned in different forms (NO₃, NH₄, dissolved organic and particulate), pre- and post-construction. Pre-construction concentrations include samples collected since 2008. The construction period (July 2012 to March 2013) is indicated by the vertical red arrow.

Concentrations of TDP increased in the post-construction period compared to the pre-construction period as a result of higher dissolved organic P (i.e., TDP minus PO₄) concentrations. Concentration of TSS increased up to 10 mg/L but varied significantly during the post-construction period. The variability was likely a result of residual disturbance effects from the construction.

Load Reductions

A summary of the load reductions is included in Table 4. The changes in Cypress Creek represent the cumulative effect of the channel restoration plus the implementation and retrofit of BMPs in the North Cypress Cr. sub-watershed.

Table 4: Summary of runoff, catchment area, and area yields for all study sites. Changes between the pre- and post-construction periods for area yields indicate decreases as negative numbers, and increases as positive numbers. Dividing Creek was used as a negative control site for North Cypress Creek.

Site	Cypress			Dividing Creek	Leelyn			Park & Ride			Dunkeld		
	Pre	Post	+ / -	Pre	Pre	Post	+ / -	Pre	Post	+ / -	Pre	Post	+ / -
Runoff (m ³ /yr)	981295	921066	60229	342353	36339	10823	25516	7407	3683	3724	15356	8276	7081
Area (ha)	143.3			88.6	15.0			2.6			7.9		

Area Yields (kg ha ⁻¹ yr ⁻¹)													
TN	7.4	5.4	-2.0	6.6	3.2	0.5	-2.7	1.9	0.7	-1.2	1.5	1.3	-0.3
TDN	5.9	2.9	-3.0	5.5	2.4	0.4	-2.0	1.4	0.5	-0.9	1.0	0.7	-0.3
NO ₃	2.7	0.9	-1.8	4.2	0.9	0.1	-0.8	0.6	0.2	-0.4	0.3	0.2	-0.1
NH ₄	0.8	0.4	-0.4	0.4	0.1	0.0	-0.1	0.04	0.04	0.00	0.2	0.2	0.0
DON	1.4	1.6	0.2	1.2	1.4	0.2	-1.1	0.8	0.2	-0.6	0.6	0.3	-0.2
PN	3.0	2.2	-0.8	1.1	0.9	0.1	-0.8	0.5	0.2	-0.3	0.4	0.5	0.1
TDP	0.12	0.16	0.04	0.09	0.2	0.04	-0.12	0.08	0.05	-0.03	0.20	0.20	-0.003
PO ₄	0.05	0.07	0.03	0.05	0.1	0.03	-0.05	0.04	0.04	0.00	0.10	0.10	-0.01
TSS	343.1	235.0	-108.1	257.3	53.1	16.6	-36.5	55.1	20.4	-34.7	18.2	21.1	2.9
Cl	391.7	213.2	-178.5	410.2	55.7	2.2	-53.5	30.7	15.5	-15.2	43.7	25.4	-18.4
SO ₄	47.0	27.5	-19.5	25.7	6.1	1.0	-5.1	6.1	2.0	-4.1	3.3	2.2	-1.0
PC	38.4	25.6	-12.9	13.1	13.5	1.2	-12.4	4.9	2.7	-2.2	3.7	3.6	-0.1
DOC	29.4	45.2	15.7	12.3	15.6	6.6	-9.0	11.2	6.4	-4.8	5.9	48.1	42.2

Conclusions and Lessons Learned

A thorough analysis of hydrochemical data for the pre- and post-construction periods indicate that Park & Ride, Leelyn, Dunkeld and Cypress Creek retained considerably more runoff after they were re-engineered. Enhanced water retention capacity has resulted in solute load reductions in some instances, particularly for N at Leelyn. Other constituents, such as TDP and TSS that are more susceptible to disturbance effects from construction, have generally shown decreasing concentrations as the sites mature. This is evident even with the periodic disturbances during the post-construction period at the Park & Ride site.

The most important post-construction change to the Cypress Creek watershed from these projects has been an increase in the holding capacity of stormwater runoff at Leelyn, the infiltration rates at Dunkeld and Leelyn, and the ability to safely convey high runoff volumes and flooding prevention in the residential community (Dunkeld).

Cypress Creek has exhibited an increase in retentive capacity thus far in large part because of flow reductions associated with the catchment BMPs and increased evapotranspiration in the wetlands. Although the post-construction period has been relatively short (1.5 y), the combined effect of the smaller BMPs and modification in the stream channel have decreased TN and TSS loads (Table 4).

Nevertheless, several other metrics (not included in this report) indicate that the stream ecosystem at Cypress Creek is currently stressed. For example, the removal of the riparian forest and the concomitant creation of ponds, pools and wetlands along the channel has cause the water temperature to increase, not only affecting the ecosystem metabolism but also creating episodic hypoxia in the ponding basins during the warm months. Metabolic parameters such as GPP are now higher at Cypress Creek than at Dividing Creek (slated to be restored in the fall of 2015).

Moreover, anoxic conditions in the headwater wetland and step pools during quiescent periods likely cause PO₄ to desorb from sediments thereby increasing P availability to primary producers.

It is clear from the data thus far that projects implemented in the North Cypress Creek sub-

watershed, including the stream channel restoration, has reduced pollutant loads exported to the tidal portion of the Cypress Creek, and ultimately to the Magothy River estuary. However, one important caveat to consider is that the reductions realized thus far are partially attributed to the upland storm pond retrofits rather than the stream restoration itself.

In terms of cost with the stream channel restoration project, the investment of US\$1,700,000 has resulted in the reduction of 2 and 108 kg/ha/yr for TN and TSS, respectively. Retention is likely to increase as the projects in the channel as well as in the watershed stabilize and mature, which should quickly decrease the cost per kg of pollutant reduction over the course of many years. However, the longevity of these types of projects in terms of effectiveness is still unknown.

Continued monitoring will be required over the next several years to determine the full extent of potential pollutant reductions. Moreover, ecological tradeoffs associated with the conversion of the stream ecosystem into a wetland-stream complex need to be carefully evaluated before similar projects are implemented elsewhere. Our recommendation is that more projects to reduce and treat stormwater be implemented in the watershed so measures in the stream channel are less drastic and more effective.

Case 4 - Saltworks Creek, Maryland

Goals

- To reduce volume of surface runoff in the watershed.
- To re-establish important ecosystem functions in the main channel and tributaries such as the capacity to process pollutants, regulate water discharge, and moderate sediment transport, especially during storm flows thereby increasing water quality of the stream ecosystem.
- To reduce sedimentation at the tidal zone.
- To reduce nutrient and sediment loads to the Chesapeake Bay to help meet TMDL goals.

Watershed Description

The Saltworks Creek sub-watershed is located within the Severn River watershed, on the south shore of the river (Fig. 1). Located in Anne Arundel County, the sub-watershed lies in the Lower Western Shore Tributary Region of the Chesapeake Bay. The topography is characterized by steep slopes in the headwaters and flat wide floodplains in downstream valleys. The northern portions of the sub-watershed are characterized by forest and low density residential land uses, while the southern headwaters are fringed by commercial and industrial uses and recent higher density residential uses. With a total of about 4 km², it is one of the larger sub-watersheds on the Severn River. Saltworks Creek is also home to a large wetland in the valley basin immediately upstream of the open water portions of the creek. The wetland and stream complex is made up of both freshwater and estuarine wetland providing excellent habitat for wildlife species.



Figure 1. Severn River watershed (left) showing the location of the Saltworks sub-watershed in red; detailed map of Saltworks sub-watershed with roads and highways near it (right)

Saltworks Creek is a distressed and increasingly urban waterway due to its location adjacent to large roads (Bestgate Rd. and General Hwy) and an expanding impervious cover (Fig. 2). There is a history of extensive urban development in this sub-watershed that probably caused the transport of large amounts of silt to the tidal portion of the creek. Significant pollutant loads from stormwater runoff also represent a continuous source of stress to the stream ecosystem and to the downstream waters.



Figure 2. Aerial photograph of the Saltworks sub-watershed in 2005 (left) and map of impervious cover (marked in gray) in the sub-watershed (right)

Between 2003 and 2007 impervious surface increased from 14% to 19% in the Saltworks sub-watershed. This is a 31% increase in five years while more development is already planned across steep slopes and non-tidal wetlands.

Restoration Plan

There were two watershed strategy plans for restoring Saltworks Creek. One was part of the Anne Arundel County watershed management plans and the other is the Severn River Citizen Action plan. The Citizen Action plan was created because citizens living in the Severn River watershed felt that the County's plans for sub-watershed in the Severn River were based on

out-of-date information and, therefore, were rather cursory given the level of development of the past few years.

Specifically, the County plans ranked Saltworks Creek as Fair in the County's *Conditions Report* but the percent of Good stream miles in Saltworks Creek had dropped from 48.9% to 21.3% when infrastructure scores were added in the assessment. In fact, siltation in the tidal portion of the creek was so severe that the Maryland Department of the Environment (MDE) had just approved dredging at Saltworks Creek due to increased runoff from industrial land use and new impervious surface, failing stormwater BMPs, and erosion in the headwaters. These conditions were recorded prior to at least a 31% increase in the impervious surface that is predicted from imminent new development and more impervious surface in the sub-watershed.

The Severn River Citizen Action plan emphasized citizen advocacy to oppose environmentally unsound development and outlined specific projects that could help improve conditions of the main stem of Saltworks Creek and alleviate the siltation problem in the tidal portion. An assessment of the sub-watershed conditions was used to define the level of restoration necessary to improve conditions of the creek and also to create an inventory of potential sites and projects that could be implemented. Potential projects were identified in the headwaters, middle section and in the tidal portion of Saltworks. Sites that presented the best chances for improvement and restoration were prioritized. However, the prioritization was heavily based on BMPs and sites considered suitable for the implementation of Regenerative Stormwater Conveyances and Living Shorelines (i.e. restoration of tidal wetlands).

Project recommendations were divided into four primary categories: Stream channel Restoration, Stormwater management structure retrofits, end of pipe repairs, and improvement of management practices. Within the four categories, potential projects were ranked as a High, Medium or Low priority based on factors such as severity of the problem, opportunity to treat large amounts of water, and logistical issues. Potential projects were also considered in clusters that could achieve a "critical mass" of measurable results in water quality. Therefore, most of the projects selected focused on the restoration of headwater channels and main stem of Saltworks.

Other projects were clustered around the confluence of ravines or tributaries with the main channel of Saltworks Creek. The strategy projects were grouped as:

1. Stream Restoration of Cabin Branch
2. Improvement of stormwater management practices
3. Prevention of siltation in tidal wetlands
4. Mitigation of impacts of approved new land development

Stream Restoration at Cabin Branch

Cabin Branch is the primary tributary of Saltworks. It is the largest stream reach in the sub-watershed and borders the areas of heaviest impervious surface. For this reason, most of the restoration efforts focused on redesigning the main stem of Cabin Branch and headwaters.

Objectives

To improve water quality and prevent bank erosion; to reduce the volume of stormflow

through infiltration and seepage wetlands; to improve stream habitat.

Design

The core of the plan was the implementation of Regenerative Stormwater Conveyance (RSC) technologies in the headwater channels and main stem of Cabin Branch. Regenerative Stormwater Conveyances (Fig. 3) use a combination of pools, sand berms and cobble weirs along the channel. The sand berms are mixed with wood chips to promote nutrient uptake. The expected effect of the pools is to reduce water velocity and facilitate removal of suspended solids and nutrients and/or contaminants.

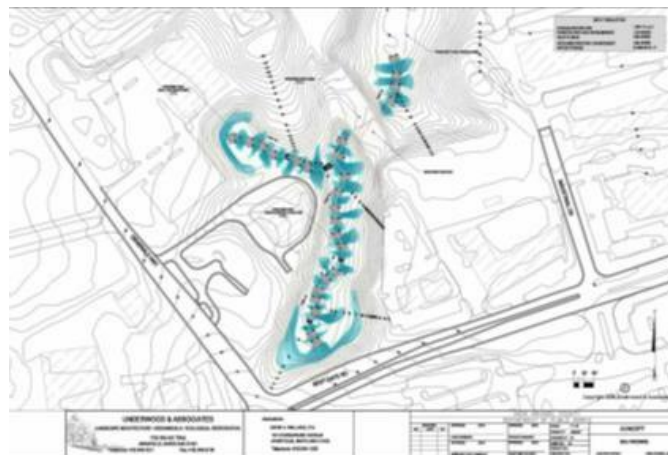


Figure 3. Schematic of regenerative stormwater conveyance systems implemented in headwater channels and in the main channel of Saltworks Creek. The series of pools and berms designed to reduce stormflow discharge in the channel can be seen along the main and headwater channels.

Implementation

Before implementation, the project had to wait for a permit from the state of Maryland. The permitting process was prolonged because of the innovative nature of the design proposed and the use of extraneous materials within the stream channel. Therefore, the project implementation was delayed by about six months. Once the permit was obtained, project implementation started with the restoration of the headwaters of Cabin Branch and then the reconfiguration of the main channel.

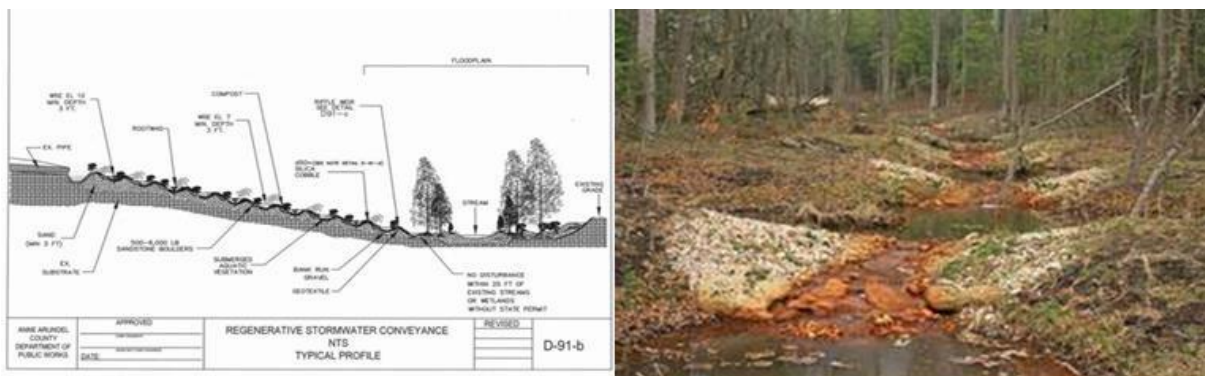


Figure 4. Schematic of regenerative stormwater conveyance systems implemented in headwater channels of the Saltworks Creek (left); picture of an RSC built in a headwater stream with the series of pools and berms designed to reduce stormflow discharge into the main channel.

The restoration of the headwater channels consisted of creating a series of step pools along the length of the stream to moderate stormwater discharge by following the concept of RSCs (Fig. 4).

The restoration of the main channel consisted of raising the incised stream bed by filling it with sand, and building sand berms and coble weirs across the channel along entire reaches to force streamflow into the floodplain area during storm events. To raise the stream bed, streamflow was first diverted into a plastic tube with a diameter of about 0.3 m so sand and cobbles could be added to the stream bed and the channel configured (Fig. 4).



Figure 4. Pictures of the process of implementing RSCs in the headwater channels and in the main channel of Cabin Branch. The plastic tube used to diverge streamflow is shown on the left. The middle picture shows rocks and boulders used to build weirs across the channel. Tree trunks and other wood debris (right picture) are also used modify the stream discharge.

Improvement of Stormwater Management Practices

Projects in this group focused on retrofitting existing stormwater infrastructure such as curbs, gutters, swales, inlets, or any structure not designed to manage the current level of stormwater. The projects selected focused on replacing old stormwater ponds and fixing piped outfalls that were either not managed or poorly managed. Piped outfalls created erosion problems in upland areas and head cuts in headwater streams, which lead to the transport of high loads of sediment downstream.

Objectives

To improve the capacity of the stormwater management structures to control the volume of surface runoff conveyed from impervious surfaces during storms and, therefore, help prevent erosion in headwater channels and head cuts; to reduce sediment transport and improve water quality in the stream.

Design

The design used for retrofitting stormwater management practices varied according to the condition of the targeted site and the type of solution needed. Wherever possible, stormwater management structures were replaced by Regenerative Stormwater Conveyance systems or Step Pool stormwater conveyances (Fig. 4).

Implementation

Implementation focused on replacing stormwater management structures directly connected to the headwater channels or tributaries of Cabin Branch. Other projects in the sub-watershed were implemented based on opportunity and the availability of funds.



Figure 4. Step Pool Stormwater Conveyance system with its series of step pools separated by berms along a downhill slope.

Prevention of Siltation of Tidal Wetlands

Erosion problems were identified in several isolated sites along the streams channels, which evolved from older residential stormwater infrastructure. The most serious problem areas were located at the tidal boundary.

Objectives

To control erosion and reduce the transport of excess sediment to the tidal waters.

Design

Projects proposed to prevent the excessive transport of sediment to the Tidal wetlands include the replacement of stormwater conveyance systems draining into the tidal reach with RSCs and enhancement of living shorelines, and erosion control (Fig. 5).



Figure 5. Types of projects designed to prevent erosion and the export of sediments into tidal waters. They include restoration of living shorelines (top left and middle), and Regenerative Stormwater Conveyance systems replacing conventional stormwater conveyance structures (top right and bottom pictures).

Implementation

Implementation focused on replacing old conventional RSCs. Restoring living shoreline areas were part of community and educational programs organized by the Severn Riverkeeper organization.

Mitigation of the impacts of approved new development

The field survey of the sub-watershed detected several stormwater management structures in need of retrofitting to accommodate the volume of surface runoff from new development in the sub-watershed. However, all efforts to mitigate the impacts of new development was focused on the reconfiguration of the lower reach of Cabin Branch.

Objectives

To control stormflow discharge in the main channel in the current and future land use scenarios; to prevent erosion and reduce siltation in the tidal portion of Saltworks Creek, to reduce nitrogen loads exported downstream.

Design

Confluence Bog downstream of Cabin Branch.

Implementation

The implementation is waiting permit.

Technical and Scientific Studies (Saltworks)

Monitoring Effectiveness

(Developed, implemented and coordinated by Solange Filoso & Michael Williams, UMCES)

Objectives

The monitoring program for Saltworks Creek was focused only on Cabin Branch. The objective was to provide a quantitative assessment of the effectiveness of stream restoration at reducing storm discharge and loads of nitrogen (N), phosphorus (P), and total suspended solids (TSS) exported to downstream waters. Measurable changes were determined by comparing stream discharge and the export of pollutants before and after restoration during baseflow and stormflow conditions.

Methods

Monitoring Design

The effectiveness of the restoration project at reducing pollutant loads exported at Saltworks was assessed by comparing data collected at a single sampling point

immediately downstream of the reaches targeted for restoration before and after construction. In the pre- implementation period, field samples and data were collected for almost 18 months. Collection of post-implementation data started immediately after construction was concluded and continued until the end of the project (about 18 months).

Baseflow sampling began in June 2011, when the automated samplers (Teledyne ISCO 6712) used to collect stormflow samples were installed as well. The stream was also instrumented with pressure transducers programmed to record stage height continuously at 5- minute intervals. Stage height data from the transducers were used in conjunction with instantaneous discharge measurements to construct a discharge rating curve, or a stage-discharge relation, to allow the estimation of continuous discharge at 5- minute intervals. Continuous discharge data were used to calculate annual discharge and determine annual loads before and after restoration based on solute concentration data.

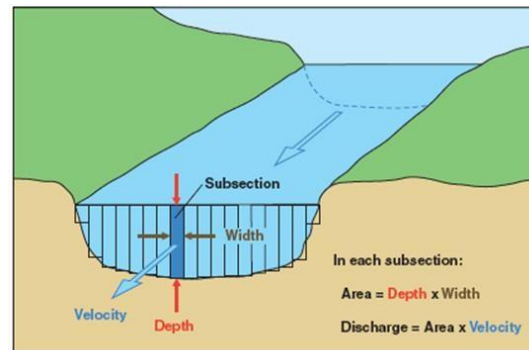
Data Collection

Water sampling: Baseflow samples were collected manually (grab sample) once a month and discharges measured immediately after sampling in the area where the pressure transducers were installed. Stormflow samples were collected with the automated samplers on an event basis as both, discrete samples and flow-weighted composite samples (NRC 2008).

Grab samples were collected in 1-L pre-leached polyethylene amber bottles and an aliquot immediately filtered through pre-rinsed glass fiber filters (Whatman 0.45 μ m) to separate dissolved from particulate nutrient phases. Filtered water samples were stored in high-density polyethylene bottles and kept on ice and in the dark until returned to the laboratory (within 6 h). The remaining unfiltered water was also kept on ice and in the dark, and then returned to the laboratory to collect TSS samples on pre-weighed glass-fiber filters.

Stormflow samples were collected with the automated samplers configured to collect up to 24 samples per event. Before each sampling event, samplers were turned on manually but, by using stream level actuators, water sample collection started only when stream stage reached approximately 1.0 cm above baseflow levels. Collection continued at 10 to 20 min intervals for the duration of the storm event while the stream stage remained elevated above baseflow conditions. Whenever necessary, the ISCOs were filled with ice until samples could be retrieved from the field a few hours after the end of the storm event.

Hydrological measurements: Instantaneous discharge was measured at the sampling site immediately after baseflow samples were collected, and also during successive times during or after different storm events. Stream flow was measured using a current meter and the dimensions of the channel recorded to calculate discharge using the velocity-area method (Fig.6). Discharge data were collected at a wide of a range water stages in order to construct a rating curve (i.e., stage-discharge relation) and transform stage data into discharge.



Current-meter discharge measurements are made by determining the discharge in each subsection of a channel cross section and summing the subsection discharges to obtain a total discharge.

Figure. 6. Stream cross section divided in sub-sections used to obtain data to calculate discharge using the velocity-area method. Source: US Geological Survey.

Precipitation Data: Rain depth was measured continuously during the monitoring period using a tipping bucket rain gage (Onset HOBO RG3-M) installed in a nearby catchment (Carriage Hills). The data were used to characterize rain duration and intensity during the course of the monitoring study (e.g. runoff producing rainfall), and help interpret data results.

Laboratory Analyzes

The analyzes were the same described above for the Cypress Creek monitoring program.

Data Analyzes

Estimates of Fluxes and Load Reductions: Fluxes of TN, TDP and TSS were computed for baseflow and stormflow conditions as a product of concentration and discharge. Fluxes were determined on an hourly basis for baseflow conditions and also for each one of the individual storm events sampled. Annual loads were estimated as the sum of discharge during baseflow and stormflow conditions in one year multiplied by their respective volume-weighted means for both the pre- and post-restoration monitoring periods. For stormflow conditions, the concentration used to calculate flux was actually the median value from all of the volume-weighted mean concentrations measured during the storm samples collected. The mass of pollutants exported annually from each monitored stream reach before and after restoration will be compared so reductions can be estimated. Reduction rates will be reported as ranges to account for variability in concentrations and discharge among the different sampling dates.

Results

Baseflow samples were collected at Saltworks Cr. before and after restoration. Pre-restoration samples were collected from May 2011 to December 2012, and post-restoration collected from February 2013 to July 2014. Overall, a total of 22 baseflow water samples were collected in the pre-restoration phase and 14 in the post-restoration.

Stormflow sampling in the pre-restoration period started in July 2011 and continued until December 2012. A total of 14 individual storm events were sampled successfully

during this period. In the post-restoration phase, stormflow sampling went from January 2013 to April 2014, and a total of 8 storm events were successfully sampled. On average, 20 individual samples were collected during each storm event.

Storm events sampled were distributed throughout the entire monitoring period in order to cover the different seasons and a wide range of rain sizes. In the pre-restoration phase, the storms sampled ranged from less than 6,5 mm to over 150 mm. After restoration, the largest storm sampled was a little less than 130 mm.

Concentrations

Baseflows: During baseflow conditions, pre-restoration concentration of TN ranged from about

0.4 mg/L to over 1.0 mg/L, with the highest values occurring during the winter months (Fig 7a). Most of the nitrogen was in the form of nitrate, which is typical of urban streams. After restoration, TN concentrations were slightly lower and nitrate became progressively less the predominant form.

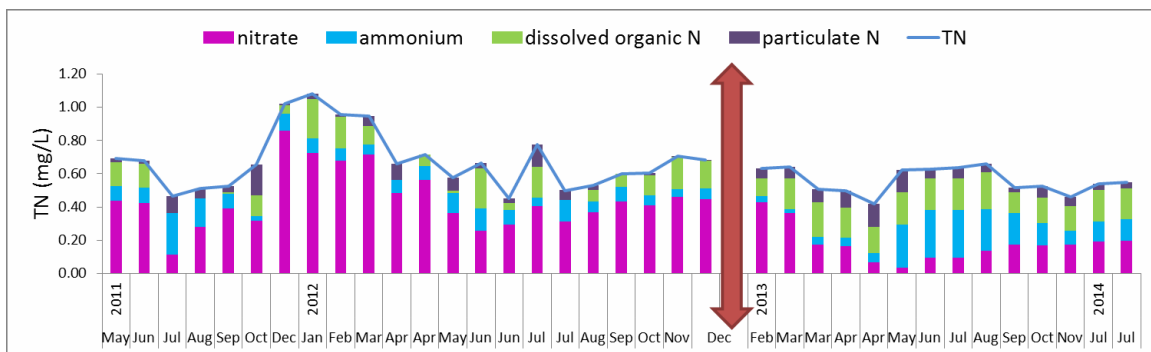


Figure 7a. Concentrations of TN separated into the different N forms in stream water collected during baseflow conditions at Saltworks Creek in the pre-restoration and post-restoration phases of the project. The period marking the construction phase and separating the pre- and post-restoration periods is marked by the red line.

Concentrations of TSS were usually below 20 mg/L in the pre-restoration period (Fig. 7b). After restoration, concentrations increased immediately after construction, decreasing soon after to levels observed in the pre-restoration phase.

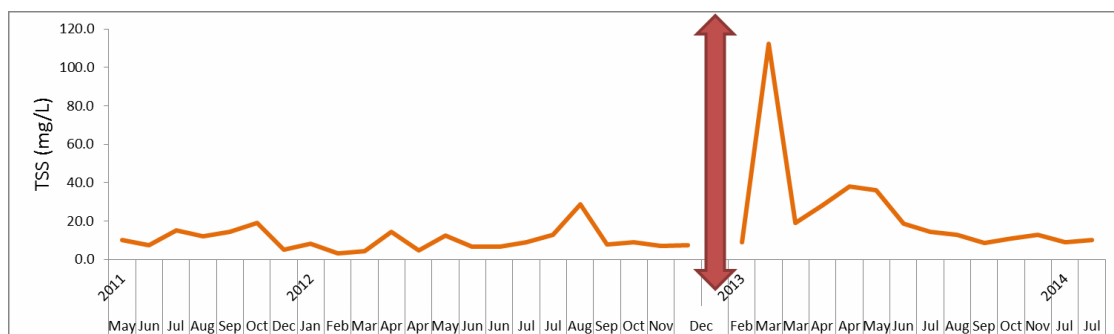


Figure 7b. Concentrations of TSS in stream water collected during baseflow conditions at Saltworks Creek in the pre-restoration and post-restoration phases of the project. The period marking the construction phase and separating the pre- and post-restoration periods is marked by the red line.

Concentrations of TDP were much more variable during the entire monitoring period (Fig 2c). However, the highest concentrations were observed in the pre-restoration phase.

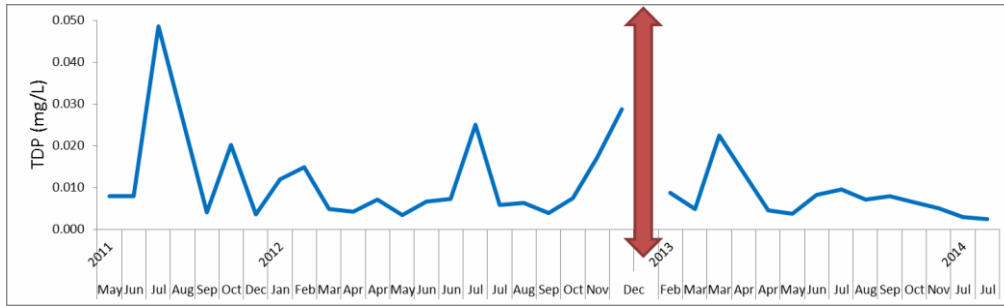


Figure 7c. Concentrations of TDP in stream water collected during baseflow conditions at Saltworks Creek in the pre-restoration and post-restoration phases of the project. The period marking the construction phase and separating the pre- and post-restoration periods is marked by the red line.

Stormflows: During storm events, flow-weighted TN concentrations in streamflow collected before restoration ranged from about 0.5 mg/L to 2.0 mg/L. After restoration, TN concentrations were usually above 1 mg/L but below 2 mg/L (Fig 8-right panel). Concentrations of samples collected simultaneously in a nearby control forested stream were consistently less than about 0.75 mg/L (green line in Fig. 8-left panel). Post-restoration concentrations were slightly above that (Fig. 3).

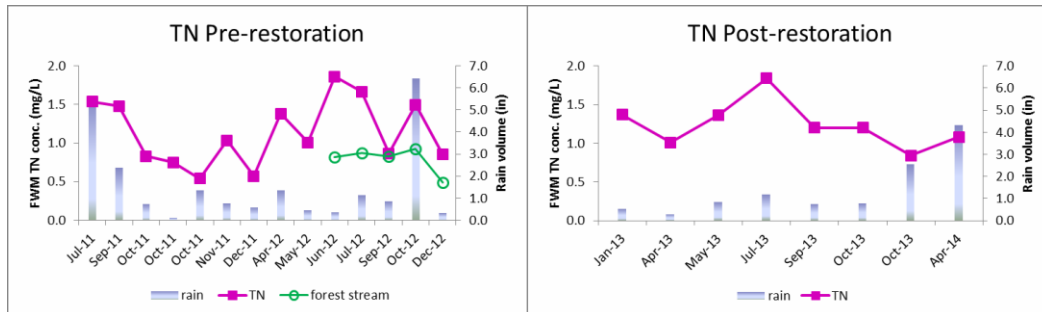


Figure 8. Flow-weighted mean concentrations of TN in stormflow for rain events sampled at Saltworks Creek before restoration (left panel), and after restoration (right panel). The green line in the pre-restoration plot indicates TN flow-weighted mean concentrations in samples collected simultaneously in a forested stream (control) nearby Saltworks.

In the pre-restoration phase, nitrate was often the predominant form of N in streamflow, despite the importance of PN. In the post-restoration phase, nitrate became less predominant but the relative contribution of PN to TN increased almost proportionally. The result is that flow-weighted mean TN concentrations after restoration were very different from those before restoration (Fig. 9).

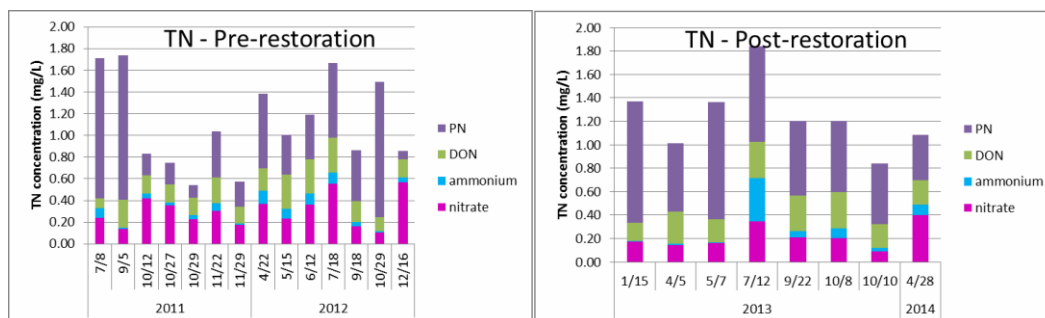


Figure 9. Flow-weighted mean concentrations of TN partitioned into nitrate, ammonium, DON, and PN during separate storm events of different sizes sampled at Saltworks Creek during the pre- and post-restoration, between 2011 and 2014.

Total Suspended Solids (TSS) – Flow-weighted mean TSS concentrations in stormflow samples collected during storm events at Saltworks Cr. before restoration ranged from

about 16 mg/L to 360 mg/L (Fig. 10-left panel). The highest concentrations were clearly associated with the largest storm events. After restoration, flow-weighted mean concentrations were never below 80 mg/L (Fig. 10-right panel). The highest concentration was observed right after construction, in Jan of 2013. After that, concentrations remained below 140 mg/L, even during the large rain event sampled in April of 2014 (Fig. 10 – right panel).

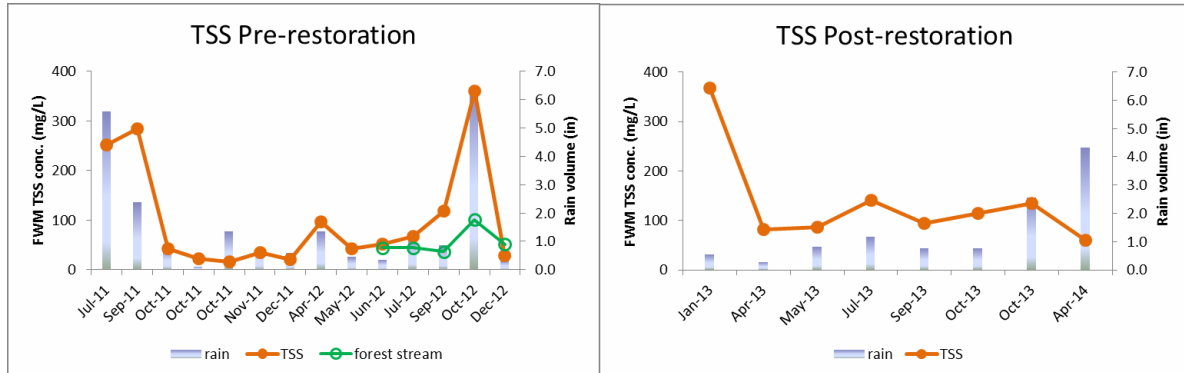


Figure 10. Flow-weighted mean concentrations of TSS in stormflow for rain events sampled at Saltworks Creek before restoration (left panel), and after restoration (right panel). The green line in the pre- restoration plot indicates TSS flow-weighted mean concentrations in samples collected simultaneously in a forested stream (control) nearby Saltworks.

Before restoration, there was a strong relationship between TSS concentrations and storm size (Fig. 11 – left panel). After restoration, this relationship clearly changed (Fig. 11 – right panel), even when the data point from the first stormflow sampling event after construction was removed (Fig. 11 – bottom panel), suggesting that the restoration efforts have changed the stream hydrological response to rain.

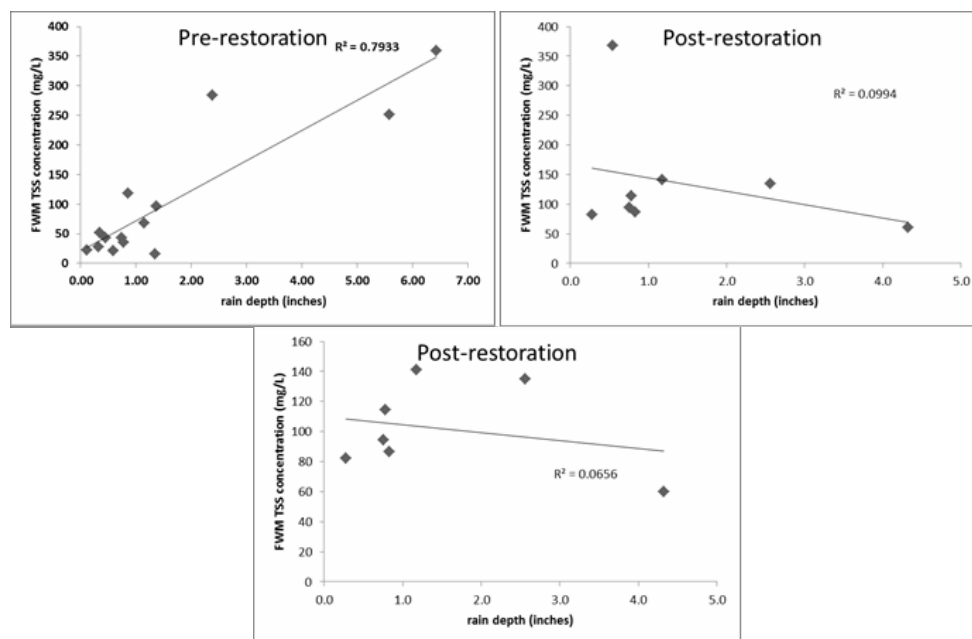


Figure 11. Relation between flow- weighted mean TSS concentrations in stormflow and rain size for Saltworks Cr. during the monitoring phase before construction. The data point from the first storm event sampled after construction was removed from the plot in the bottom panel.

Phosphorus –Volume-weighted mean concentrations of TDP in stream water collected during stormflow conditions at Saltworks Cr. did not change substantially with restoration (Fig. 12), except for the period immediately after the construction (Fig. 12 –

right panel). Concentrations of PO₄ were usually a small fraction of TDP, except for a storm event in the fall of 2011 and one in the fall of 2013.

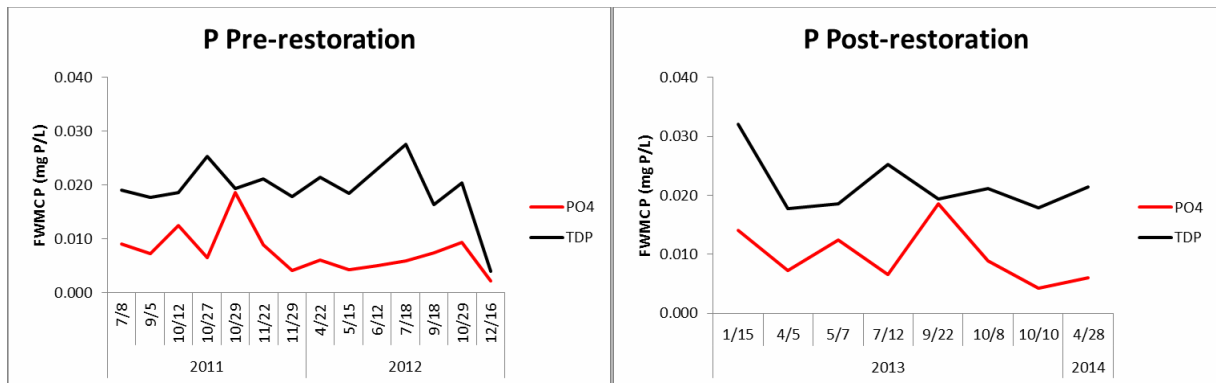


Figure 12. Flow-weighted mean concentrations of TDP and PO₄ in stormflow samples collected during separate storm events at Saltworks Cr. before (left panel) and after restoration (right panel).

Annual Loads Estimation

During the pre-restoration and post-restoration periods, baseflow discharge averaged about 7 L/s. Annually, the contribution of baseflow to annual runoff was lower than that of stormflow.

For N, most of the load exported downstream of restoration reach occurred during stormflow periods (Fig. 13-left). Therefore, despite the decrease of about 27 ± 3 kg in baseflow loads after restoration, TN load reduction in the restored reach was insignificant for the period monitored because stormflow loads increased by about 32 ± 9 kg/yr.

For TSS, stormflow contributed far more to the total annual load exported downstream than baseflow (Fig. 13-right). In both hydrological conditions, TSS loads transported downstream increased after restoration. However, when the data point associated with the first storm event is excluded from the calculations, TSS loads are quite equal before and after restoration, meaning that disturbance associated with construction is significant and that the stream may perform better with time, regarding TSS load reduction.

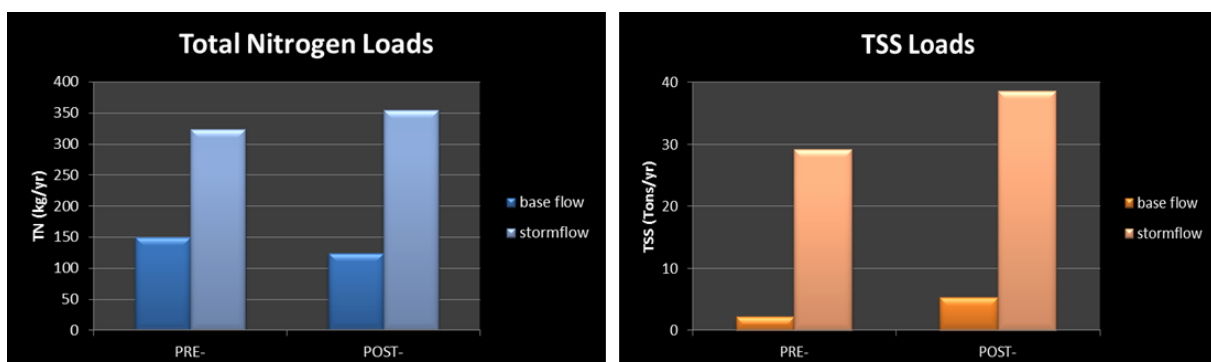


Figure 13. Annual export of TN (left) and of TSS (right) during baseflow and stormflow at Saltworks Cr. in the pre-restoration and post-restoration monitoring periods between 2011 and 2014.

The effect of restoration on the annual TDP load was similar to that of TN. While loads decreased in baseflow, they increased in stormflow (Fig. 14). Also, loads in stormflow were significantly larger than in baseflow.

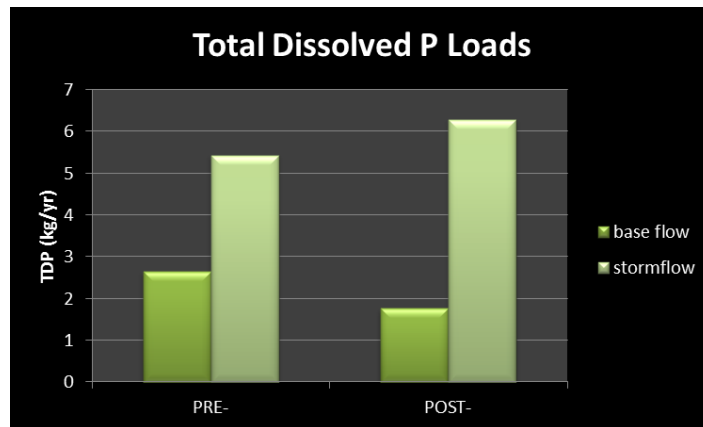


Figure 14. Annual export of TDP during baseflow and stormflow at Saltworks Cr. in the pre-restoration and post-restoration monitoring periods between 2011 and 2014.

Conclusions

For all pollutants monitored, there were considerable differences in concentrations between baseflow and stormflow conditions. Overall, the restoration project resulted in load reduction for N during baseflow conditions but not for stormflow. The same pattern was observed for TDP, while the data for TSS showed an increase in loads during both baseflow and stormflow conditions. However, most of the increase in TSS load was observed right after construction. It is possible that the system will become more retentive with time as it stabilizes after construction.

Final Remarks (Saltworks)

Pros: The Saltworks Creek restoration project is interesting because it was initiated by the local community, it included a comprehensive survey of the conditions of the watershed, and it sought to restore the entire stream, from the headwaters to the tidal reach.

Cons: Despite the comprehensive survey done in the watershed and the prioritization of restoration sites accompanied by suitable project designs and cost estimates for each project, in the end, restoration plans focused mostly on the stream channel itself while little was done in the watershed to reduce the volume of surface runoff.

Case 5: Restoration project in Washington, D.C.

General Description

The case study described here includes two linked projects, Broad Branch and Linnean Creek restoration, located in Northwest of Washington DC. The goal of this effort was to restore in-stream habitat and improve the urban hydrology of these two tributaries that flow to Rock Creek through a combination of projects, including bioretention, regenerative stream channel (RSC), and stream daylighting.

The stream daylighting project was implemented in a part of Rock Creek that was put into a pipe in the mid-1930s. Daylighting this section also recreated riparian habitat in an area that had not had surface stream for years and created at least a half an acre of new wetlands.

To ensure that the newly-created stream had baseflow throughout the year, the project

also involved directing stormwater from adjacent streets, alleys, and rooftops into bioretention cells by creating curb cuts and redirecting storm sewers. These bioretention cells were designed to slow, cool, and filter stormwater and help recharge the groundwater table thereby providing an additional source of baseflow to the new stream.

In addition to the stream daylighting, the project entailed constructing three RSCs. RSCs are a type of stream restoration technique designed to slow down and infiltrates stormwater flows through the creation of pools and riffle-weir grade controls. It is also assumed that such controls greatly reduce erosive forces and positively impact the ecology of a stream.

Two of the RSCs were built in highly eroded gullies with no baseflow. The third RSC was implemented in a perennially-flowing stream that originates at a 60 inch stormwater outfall and ends downstream when it enters into a culvert and section of storm drain.

Government Regulations and Governance Structure

Washington DC has water quality obligations under their National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES) Municipal Separate Storm Sewer System (MS4) Permit. The District Department of Energy and Environment (DOEE) is tasked with managing the MS4 Stormwater Management Program. One of the MS4 permit requirements is that the DOEE submit, to the EPA, Total Maximum Daily Loads (TMDLs) for impaired waters within DC. DOEE also submitted Watershed Implementation Plans (WIPs), for the Anacostia, Oxon Run, and Rock Creek watersheds. DC also has a WIP for reaching the Chesapeake Bay TMDLs, wherein the various federal agencies that have property within DC detail their plans for achieving pollutant load reductions.

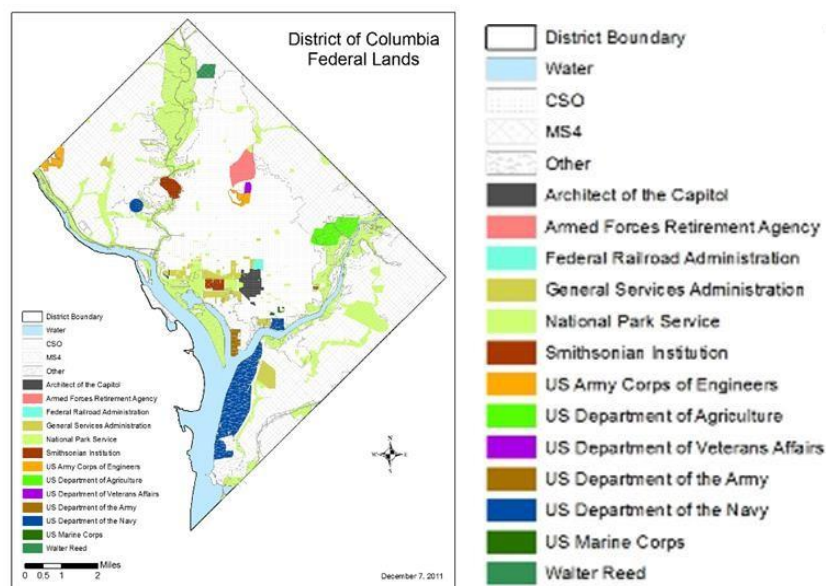


Figure 1. Location of Federal lands within DC (left), enlarged key (right).

Watershed Management Planning in DC

Activities are funded, managed and implemented by DOEE's Watershed Protection Division – Planning and Restoration Branch. This branch is responsible for the RiverSmart Program, Education and Community Outreach Program, and Habitat Restoration Program.

The WIP for Rock Creek identifies several key areas that will be used to improve water quality:

- Pollution Prevention Plans (created by agencies that are stakeholders in the MS4 permit)
- Catch Basin Cleaning
- Catch Basin Inserts and Screens
- Street Sweeping
- Erosion and Sediment Control (at construction sites)
- Illicit Discharge and Industrial Facility Inspection and Enforcement
- Installation of LID's in Public Roads and Alleyways
- Leaf Collection
- Green Roof Retrofit Program
- RiverSmart Homes Program
- Public Outreach and Education
- Rain Leader Disconnect Program
- Permeable Pavement
- Household Hazardous Waste Collection and Disposal
- Integrated Pest Management and Nutrient Management
- Tree Planting
- Coal Tar Ban
- Disposable Plastic Bag Fee
- Ban on Foam Containers in Food Service
- Low Impact Development
- Stream Restoration
- Reforestation and Riparian Buffers
- Wetland Creation and Rehabilitation
- Removals of Barriers to Fish Passage
- Trash Removal

Broad Branch and Linnean Creek Linked Projects

Ultimate Goals

- Reduce stormwater transport of pollutants to downstream waters
- Slow stormwater to prevent erosion, thus protecting infrastructure and property
- Create wildlife habitat, especially for aquatic macroinvertebrates

Watershed Description

The Broad Branch and Linnean streams are part of the Rock Creek watershed, which is located in Northwest Washington, DC. The Broad Branch sub-watershed, which includes Linnean Creek, consists of 4.5 km² in Washington, DC (the sewershed extends into Montgomery County, MD). Impervious surfaces account for 30% of the area, while 15% of the watershed is parkland. The remainder is residential and commercial retail.

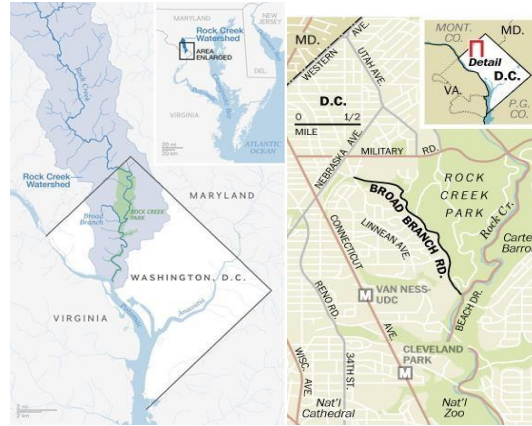


Figure 2. Location of the Rock Creek watershed (left), and Broad Branch vicinity (middle).

Broad Branch is typical of many urban watersheds, in that it has lost a great deal of stream habitat due to stormwater inputs and the practice of redirecting flow through pipes, and under paving.

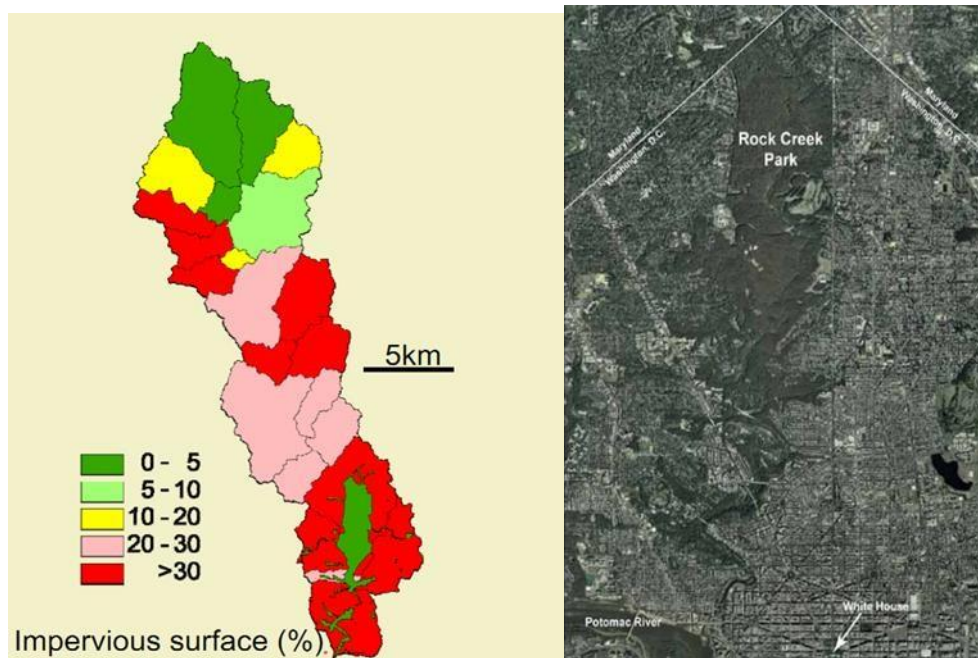


Figure 3. Map of the Rock Creek watershed's imperviousness (left); aerial photo of DC (right).

The Broad Branch watershed is also typical of many areas in DC. It has an aging sewer infrastructure, which often becomes exposed in streambeds due to erosion from stormflows. Old sewage pipes often leak and pollute the stream water. However, while about one third of the wastewater collection in DC has a combined sewer system which conveys both sanitary sewage and storm water in one piping, the wastewater collection system in the Broad Branch watershed use separate systems. Therefore, one of the main drivers of water quality problems in the Broad Branch watershed is swage leakage and outdated stormwater management structures and outfalls which cause erosion among other problems.

Broad Branch is located within the Piedmont physiographic province of the US. Some of the topography in this area includes steep slopes, which exacerbate problems with erosion during rain events. Additionally, the soils in the drainage area are highly

permeable but they have been increasingly substituted by impervious surfaces.

Rock Creek Watershed Management Strategy Plan

DOEE's WIP for Rock Creek includes stream restoration as one of the tools they plan to use within the watershed to reach TMDL goals. Broad Branch and Linnean are both listed in the WIP as high priority sites for restoration.

Back in 2006, DOEE started talks with the NPS about restoring Broad Branch and Linnean Creek. It took 8 years to go through the entire process of planning, designing, and holding public comment periods. Plans were signed and permitted in fall of 2013 (the EPA reviews the permits, and the Baltimore District of the US Army Corps of Engineers issues them). The final plans consisted of implementing a **daylight project** in a reach of Broad Branch that was piped underground since 1937 and the **restoration of Linnean Creek**.



Figure 5. Location of the restoration projects (left), and the Broad Branch sub-watershed (right).

Implementation

This project began in 2006 when the District approached the National Park Service to gauge their interest in daylighting a stream on their property. Over the next eight years the partnership worked through designs, reviews, and public meetings prior to having signed, permitted plans in the fall of 2013. In February 2014 ground was broken on the project and nine months later in October 2014 construction was completed. Through the project, 1,900 linear feet of stream were daylighted, 1,000 linear feet of existing incised stream were restored using RSC techniques, 500 linear feet of stormwater gullies were stabilized, 30,000 square feet of wetland were created, and nine bioretention cells treating 86,300 square feet of impervious surface were installed. The stream restoration work will reduce loads to the Bay by 580 pounds of nitrogen, 197 pounds of phosphorous, and 162,400 pounds of sediment annually. The effort also created connected habitat and produced several new vernal pools for a previously isolated spring that supports a spotted salamander population.

In addition to the in-stream habitat created, the project removed invasive plants including bamboo, English ivy, Japanese knotweed and tear thumb. Construction work was carefully designed to remove and in some cases deeply bury the invasive seed bank

in the project area.

The invasive plants were replaced with hundreds of native trees, shrubs, grasses, wildflowers, and aquatic emergents. The plantings utilized both fast-growing species and slower growing, longer lived species to provide for habitat succession.

Education, Outreach and Community Involvement

This project has involved a great deal of outreach to the community and community engagement starting from the early public meetings where the partners sought to understand if the community would desire the project and to get their input on early designs. Additionally for several years prior to construction the partners worked with the community to develop stewardship of the future stream through trash cleanups and invasive removal work.

During construction the project team held several stream walks and posted updates to the local community newsletter. The project contractor and designer developed the project in such a way as to be aesthetically pleasing and useful to the community. This includes the placement of four small park areas furnished with innovative tree stump tables and benches and several horizontal split log bridges across the stream to facilitate public use. These trails and benches were used at a “grand opening celebration” attended by the District Mayor, other elected officials and about 100 community members.

The site is now and will continue to be a teaching tool through an innovative online teaching tool (<http://www.cacaponinstitute.org/Benthics/vss6.html>) and field visits with students. The partners have also installed photo monitoring points at key locations throughout the project area. Visitors can take photos with their phones and upload them to a photo sharing site where they will aid the District in monitoring the site over time.

Furthermore the site was featured as a part of a National Geographic series on stream daylighting (<http://news.nationalgeographic.com/news/2014/11/141125-dc-daylighting-broad-branch-stream-restoration-science>) and interpretive signs will be installed in the coming year.

Broad Branch Daylighting Project

Objectives

The goal for this project was to take a stream, that we will refer to as Broad Branch (technically, it is an unnamed tributary to Broad Branch) that had been piped underground since 1937 (Fig. 6), and bring it back to the surface. This would create wetland and stream habitats, and allow the stream water to recover some of the key biophysical processes that help control nutrient export to Rock Creek, and ultimately the Chesapeake Bay.



Figure 6. Portion of Broad Branch piped underground (top pictures). The pipe had been closed with a wall, which will be removed as part of the daylighting project.

Project Design

The area drained by the daylighting stream reach is 0.7 km², which encompasses 15% of the Broad Branch sub-watershed. About 580 linear meters of stream was targeted for daylighting and another 245 linear meters for the implementation of intermittent stormwater outfalls or regenerative stormwater conveyance systems. The project also created 7315 m² meters of wetland habitat.

The original design proposed the use of a clay liner to perch the stream and keep it from going into the sub-surface since the streamflow was small and the soils highly permeable. The selected construction contractor, Underwood and Associates, suggested modifying the original design to remove the clay liner, which would reduce impacts and save money. The company believed that groundwater recharge could be achieved by allowing the water to go into the ground and fill the groundwater reservoir. When full, the reservoir would provide base flow during times of drought.

To help recharge the groundwater reservoir and increase baseflow in the stream, an additional design element in the project was the construction of several bioretention areas at stormwater outfalls within the watershed. These Low Impact Development structures (LIDs) drain 21.526 m² of impervious surface run-off. In addition, 3 sections of RSCs were implemented where the stream returned to the surface.

Implementation

Design and installation of the project cost \$1,700,000. Funding for the project came from DC Stormwater Enterprise funds, EPA Clean Water Act section 319 (non-point source pollution control) grant funds, and EPA's Clean Water State Revolving Fund's (CWSRF) American Reinvestment and Recovery Act funds.

Because parts of the project were going to be implemented on NPS land, an environmental assessment, following National Environmental Policy Act (NEPA) guidelines, had to be conducted and approved by EPA prior to construction. Also, during

the planning process, the DOEE discovered that some of the land inside the project area is owned by the Peruvian Embassy. They had to write an International agreement detailing the usage of the land. DOEE also had to work with the District Department of Transportation (DDOT) because part of the project was going to occur on a DDOT right-of-way.

Construction started in February of 2014, and was complete by October 2014. There were several unique obstacles involved with implementing this restoration. One of the difficulties, as previously mentioned, was ensuring that the newly created stream would have baseflow year-round. Several bioretention projects were implemented within the watershed to improve infiltration into the new stream. Despite this, a portion of the restoration area still does not have baseflow, currently (Fig. 7).

Other difficulties included keeping costs down, dealing with road crossings and utilities such as gas and water lines, controlling invasive species and adding additional landscaping features to make sure that the project looked as if the stream had always been there, model water flow path to get the floodplain connection needed, and avoid removing trees. Another thing to note is that the entire stream was not brought to the surface (it still ends with it going into a pipe for 152 meters), but DOEE hopes to be able to daylight that section sometime in the future.



Figure 7. Before and after pictures of the stream daylighting project implementation.

Linnean Creek Restoration

Objectives

Linnean Creek has a drainage area of 15 ha, which is 3% of the Broad Branch watershed. The goals of the restoration were to improve water quality and habitat, stabilize the stream channel to prevent erosion, and to create a community amenity (the site pre-restoration was very weedy from invasive plants, and had exposed sewer pipe in-stream). An additional goal of this project was to reduce pollutant loads to downstream waters.

Project Design

The project consisted of reconfiguring 274 linear meters of a stream reach using a

regenerative stormwater channel (RSC) system design (Fig. 8). An RSC is a stream restoration technique that fills eroded channels with sand and organic matter and then uses boulders and cobble to create a series of shallow aquatic pools, followed by riffle weir grade controls. The systems are designed to infiltrate stormwater and remove pollutants, and recharge groundwater. They modify the local hydrology of the stream by slowing and infiltrating this water which reduces bank erosion, and improves water quality.

The upstream end had an extra design element. What was originally a normal concrete culvert was converted to a “bubbler system”. Another design element was recycling the large woody debris from the trees that were removed during construction. This was used to create features such as foot bridges to cross the stream, were used to help armor the weirs between pools, as well as providing macroinvertebrate habitat.



Figure 8. Schematic of an RSC (left) and pictures of before (top) and after (bottom) restoration implementation.

Implementation

Construction started in May of 2014, with redirecting the streamflow through corrugated plastic piping. The sand seepage bed, cobble, and boulders were then added. The majority of the project was completed by August of 2014. After that, there were still some areas that needed to be adjusted, mainly to account for differences between what the flow models predicted and what actually occurred at the site during storm events. The cost of design and installation was \$750,000 and funding came from the National Fish and Wildlife Foundation (NFWF) and DC Stormwater Enterprise funds.

There were several challenges during construction. One of them was an exposed and leaking sewer pipe within the streambed (Fig. 9). DC Water relined the sewer pipes at Linnean and Broad Branch during construction, to remedy this. Another obstacle was getting the bubbler system to work so that just enough, but not too much, flow would come through during storm events. Another similar issue was ensuring connectivity

between the stream and its floodplain, but not so much that erosion of the area would be a problem. Additional challenges were removal of invasive plant species, trying to minimize the loss of mature trees for construction access, and some controversy surrounding RSCs.

RSCs have been controversial for many reasons. Some people view them as potentially unstable. Others look at them as converting the designated use of a water body from a stream to a wetland. And still others feel this is a practice to treat stormwater which should not be done in a stream. The District of Columbia believes that RSCs have potential to be a good technique to help restore life to dead urban streams. However, they have partnered with Drs. Solange Filoso and Michael Williams from the University of Maryland Center for Environmental Science to study them and determine their effectiveness.



Figure 9. Pictures of before (top) and after (bottom) restoration implementation. The bubbler system is shown on the left. The stream previously began at an outfall pipe which was buried as part of the project and retrofitted with a bubbler.

Major Challenges

The project faced many challenges from the time of its conception until project completion. A major issue that came up early in the design process was land that the project team thought was national parkland was actually owned by the Peruvian government. The project team had to work with the State Department to craft an international agreement to move forward with the project.

Although the project team coordinated closely with the water and sewer authority, treating stormwater and working with the existing water, sewer, and stormwater infrastructure proved challenging in several ways including:

- The project team had to alleviate National Park Service concerns about treating “District stormwater” on NPS lands;

- The designs needed to be adjusted during construction to avoid existing water and sewer lines;
- The project included the conversion of the existing drop structure and stormwater outfall into a bubbler, which raised maintenance concerns of the water and sewer authority. Eventually the project team alleviated those concerns and the installation had immediate positive effects on reduction of peak discharge and increased time of concentration; and
- Through coordination efforts the water and sewer authority decided to line all the sewer pipes in the project area to ensure no exfiltration or infiltration from/to their pipes; however the work interfered with the construction schedule and entrances for the stream restoration work.

Technical and Scientific Studies

Linnean Creek Monitoring Program Before and After Restoration

(Developed, implemented and coordinated by Solange Filoso & Michael Williams, UMCES)

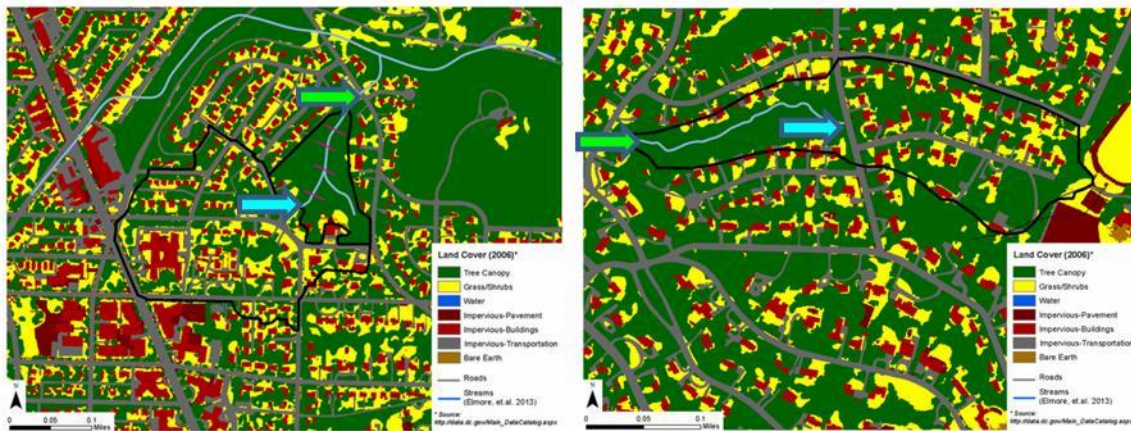
Objectives

The main objectives of this project were to measure solute concentrations and discharge to estimate solute fluxes from the Linnean (henceforth RSC catchment) and Spring Valley (henceforth control catchment) creeks after implementing a stormwater best management practice (BMP) referred to as a regenerative stormwater conveyance (RSC) structure.

Comparisons of stormflow hydrographs (i.e., timing and magnitude) will also be made for similarly sized storms. This information will be used to determine the effectiveness of the RSC at reducing solute loads (i.e., nutrients, sediments, trace metals), bacteria and stormflow intensity, as well as the impacts on biological and groundwater recharge. Both study sites are located in the NW DC area in the Piedmont physiographic province.

Monitoring Sites

Sampling sites were located at the inflow (RSC catchment only) and outflows of the RSC and control catchments (Figures 1a, b). Streamwater discharge was measured using H flumes or culverts at the outflows of each catchment, and instantaneous flow estimates were measured at an upstream culvert in the RSC catchment (Figures 2a, b, c).



Figures 1a, b. RSC (left) and control (right) catchments and stream reaches. The RSC and control catchments are 14 and 8 ha, and 26 and 15% impervious, respectively. Locations where discharge was measured are indicated by green arrows; blue arrows indicate where the input culverts are located. Well transects are indicated by magenta lines perpendicular to the RSC catchment stream.



Figures (photos) 2a, b, c. From left to right: RSC catchment flume, RSC catchment culvert, and control catchment flume sampling stations in the pre-construction period.

Sampling Strategy and Equipment Installations

Water samples were collected with discharge measurements immediately downstream of the RSC culvert, or at the H-flumes positioned at the outflow of each stream reach (Figures 1a, b). Because the RSC is designed to reduce the flux of pollutants in stormflow, sampling efforts at all sites focused primarily on storm events, defined in this assessment as a measurable (>0.01 in), discrete precipitation event with a ≥ 12 -hour antecedent dry period.

RSC catchment

Upstream inflow site

Located just downstream of Broad Branch Terrace, the RSC inflow site in the pre-construction period was a small ponding basin located just below the culvert outflow (36" inner diameter concrete pipe). This location was converted to a combination gravel filled outflow (low-flow) and riser (to accommodate high flows) in the post-construction period. This site was outfitted with an Isco automated sampler and fiberglass housing. The sampling station included a modem to activate the automated water sampler remotely. A HOB0 pressure transducer (PT) was installed in the ponding basin to record changes in stage height, which can be used to estimate flow using instantaneous flow measurements. A PT was also installed in the storm drain during the post-construction period.

Downstream outflow site

Located just upstream of Linnean Ave. NW, the RSC flume site was a deeply incised stream bank. A 2.5' H-flume was installed at this location on 1/12/13. A HOBO PT was installed in the stilling well of the H-flume to determine changes in stage height, and a calibrated flow chart developed for this size and type of flume was used to estimate flow. As with the culvert site, this site was outfitted with an Isco automated sampler (with modem) and fiberglass housing in December 2012. The first base and stormflow samples from this site were collected on 1/15/13. A HOBO dissolved oxygen probe was installed at this site on 2/27/13.

Flow at the outflow of the RSC catchment in the post-construction period was measured further downstream at a cement culvert. Engineering specifications were used to determine the rating curve and was validated by calculating flow at different stage heights using a flow meter. The rating curve for the 41" inner diameter culvert was then calculated using equations for a partially full pipe (Manning roughness = 0.012 for finished concrete and channel bottom slope = 0.027; engineersedge.com/fluid_flow/partially_full_pipe_flow_calculation/partiallyfullpipeflow_calculation.htm).

Control catchment

This stream reach is located just upstream of Fordham Rd. NW (cross street Rockwood Pkwy). This site serves as the control stream and, as with the RSC site, has a heavily incised stream bank where a 2' H-flume was installed in March 2013. A HOBO PT was installed in the stilling well of the H-flume to determine changes in stage height, which was used to estimate flow using a calibrated flow chart for this size and type of flume. This site was outfitted with an Isco automated sampler (with modem) and fiberglass housing in December 2012. The first base and stormflow samples from this site were collected on 1/15/13. A HOBO dissolved oxygen probe was installed at this site on 3/15/13.

Hydrological Measurements

Instantaneous discharge was measured initially using the cross-sectional area method (Gordon et al. 2004) at the RSC inflow sampling site. Stormflow was deemed to be virtually identical between the culvert and flume sites given the relatively slow baseflow response to rainfall. Once it was determined that the base- and stormflow at this site was within measurement error of the downstream flume site, flow estimates from the flume site were utilized for the culvert site to improve accuracy. All three locations were fitted with PTs (HOBO U20-001-04) to record continuous stage height, and these were programmed to record pressure and temperature at 5-minute intervals. Pressure transducer data were corrected for barometric pressure changes with data from an un-submerged PT located in the fiberglass housing at each flume site. The baseflow of each flume was measured occasionally using a bucket and 2-L graduated cylinder in order to calibrate the discharge and account for minor shifting of the flume over the course of the study period that could influence PT output and the accuracy of our discharge measurements.

Rain depth was measured using a tipping bucket rain gauge (HOBO RG3-M) and a plastic

Tenite bulk volume collector co-located in a residential area approximately 40 m from the RSC flume site. These gauges were unobstructed by objects such as overhanging trees and power lines. The tipping bucket rain gauge was inspected and its logger downloaded monthly, whereas the plastic gauge was routinely monitored on a more regular basis. Wunderground weather stations at Nahant St. and Falmouth Rd. in Bethesda, (www.wunderground.com; KMDBETHE17 and KMDBETHE18) were used to obtain surrogate precipitation data for the control catchment since we have been unable to find a location suitable for a tipping bucket rain gauge.

Sampling Methods

Water samples were collected and discharge measured at the inflow and outflow of the RSC stream reach and outflow of the control stream reach over a range of hydrological conditions (i.e., low- and high-flow events). At all three sites, water samples were collected opportunistically (baseflow), and during targeted samplings of the rising and falling limbs of storm events. Most baseflow samples were collected manually, whereas stormflow samples (approximately 2 events per season) were collected using automated samplers (Isco 6712 series) and multiple samples were commonly volume-integrated before analysis. Water samples were collected and processed using the same methods described above for the other case studies.

Parameters measured

Water samples were commonly analyzed for a suite of chemical constituents, including:

1. Nitrate, ammonium, dissolved organic N, total dissolved nitrogen, and particulate N (NO_3 , NH_4 , DON, TDN, and PN, respectively); total nitrogen (TN) is the sum of TDN and PN; DON is calculated as TDN minus NO_3 and NH_4
2. Phosphate, total dissolved phosphorus, and particulate phosphorous (PO_4 , TDP, PP); total phosphorus (TP) is the sum of TDP and PP;
3. Total suspended solids (TSS);
4. Particulate carbon (PC);
5. Chloride and sulfate (Cl and SO_4);
6. Enterococci
7. Cadmium, copper, iron, lead and zinc (Cd, Cu, Fe, Pb, and Zn)
8. Dissolved organic carbon (DOC)

Analytical Methods

Integrated stormflow samples

The integration of water samples was done by combining aliquots of water from the series of samples collected over the stormflow hydrograph. Aliquots were combined in proportion to their flow (i.e., higher flow = larger aliquot) into one sample that was analyzed to give a volume- weighted mean concentration (VWM) of each constituent. The product of the VWM concentration and total flow estimated during the storm event constitutes the downstream flux (i.e., load) of each constituent (described below).

Nutrients and sediments

Concentrations were determined by the same methods described for Saltworks and Cypress Creeks above.

Trace metals

Both individual and integrated water samples were analyzed for cadmium, copper, iron, lead and zinc (Cd, Cu, Fe, Pb and Zn, respectively). These samples were collected with Isco automated samplers and aliquots filtered using polycarbonate filters (0.2 µm pre size). Samples were acidified with trace-metal grade nitric acid before analysis using an Inductively Coupled Plasma – Optical Emission Spectrometer (ICP-OES).

Dissolved oxygen

HOBO dissolved oxygen (DO) probes (HOBO U26-001) were used at each site to measure continuous DO concentrations and temperature of streamwater.

Bacteria

Bacterial counts (i.e., enterococci) were analyzed from unfiltered samples taken over the rising, peak and falling limbs of the stormflow hydrographs. These samples were kept on ice and delivered (generally within 6 hours of collection of the last sample in a hydrographic series) to the lab of Drs. Sally Hornor and Tammy Domanski at Anne Arundel Community College (AACC) for analysis. As with nutrient, TSS and metal fluxes, fluxes of bacteria were estimated using the product of flow and enterococci concentration data (i.e., colony forming units - CFU). Dr. Hornor's EPA method is posted on her website (ola4.aacc.edu/sghornor).

Solute flux estimates

Annual solute fluxes were computed for each sampling station as a product of volume-weighted mean (VWM) concentrations and total annual discharge; event based fluxes were calculated similarly using these data from individual events. Annual or event based fluxes (i.e., loads) of solutes for each sampling station were calculated as the product of the VWM concentration and discharge during the study period (annual) or stormflow event.

Rapid biological assessments

Biological assessments were conducted once per year at both the RSC and control watersheds. The procedures used are outlined in the Maryland Stream Waders Volunteer Stream Monitoring Manual (www.dnr.state.md.us/streams/pdfs/sw2008_man.pdf) and, where applicable, the Maryland Biological Stream Survey manual (www.dnr.state.md.us/streams/pdfs/ea-07-01b_fieldRevMay2007.pdf.) Macroinvertebrate identification is being done by the Maryland Department of Natural Resources (MD DNR).

Subsurface Water Recharge and Temperature

Subsurface recharge was estimated using PVC pipes with flush well screens installed in groundwater wells drilled using a bucket or mud type soil auger. Wells were installed up

to 3' below the groundwater table (to ensure submergence of the PTs during drier months) in 4 transects in the RSC catchment, for a total of 12 wells. Wells were installed approximately 6' apart but varied because installation depended on whether the well at the desired location could be drilled without being obstructed by rocks or tree roots. The number of wells installed at the control catchment was limited to 3 due to the extremely rocky soils. Pressure transducers were installed at the bottom of the PVC wells and were removed approximately monthly to download data onto a portable laptop computer; all wells had vented caps so groundwater data could be corrected for barometric pressure. Transducer data was calibrated during each download by measuring the distance from the soil surface to the water table. This was done by inserting a PVC pipe (1" outer diameter) inside each well and making a splashing noise by tapping the end against the surface of the water table.

Results and Discussion

Land use characteristics

Land use / land cover in the RSC and control catchments was predominately forest (i.e., tree canopy), which accounted for about 54 and 71% of their total areas, respectively (Figure 3).

Tree canopy is included as part of the medium-density residential areas that comprise most of the catchments. Residential areas are responsible for the impervious surfaces associated with pavement, buildings and roads (i.e., transportation) found in the catchments.

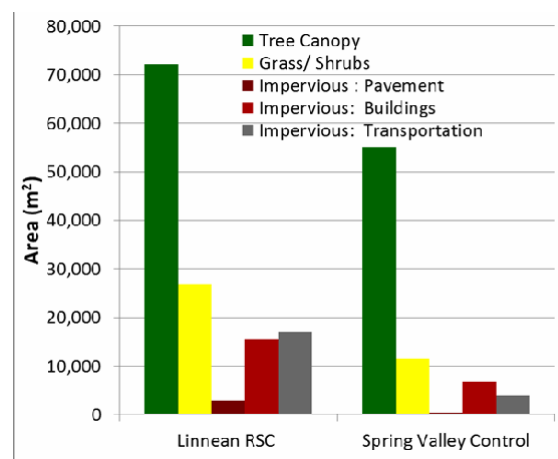


Figure 3. Land use / land cover in the RSC and control catchments, expressed as the area of various uses that comprise medium-density residential areas

The RSC and control catchments are 26 and 15% impervious, respectively. The RSC catchment was slightly smaller in the pre-construction period because the location of the H flume was upstream from the culvert used to measure discharge in the post-construction period.

Sampling effort

Sampling began in January 2013. Baseflow samples were collected monthly, and stormflow was collected at all sites from a broad range of event sizes. A similar number of baseflow samplings and stormflow events were analyzed from the RSC inflow, RSC

outflow and control outflow (flume) sites during the pre- and post-construction periods (Table 1).

Table 1. Number of pre- and post-construction stream samples for the RSC and control catchments that are used in our analyses. Pre- and post-construction numbers are given as Pre / Post. Note that each stormflow event represents multiple samples (commonly about 12) from the entire stormflow hydrograph that were either analyzed separately or integrated before analysis.

Sample type	RSC (inflow)	RSC (outflow)	Control (outflow)
Baseflow	20 / 16	22 / 21	16 / 13
Stormflow events	14 / 12	16 / 16	11 / 13
Misc.	3 / 2	2 / 1	3 / 6
Total	37 / 29	40 / 38	30 / 32

Precipitation

A comparison of precipitation for the pre- and post-construction study periods indicates that the total volumes were 64.5 and 53", respectively, with 7.2" during the construction period (Figure 4). The range in monthly volumes is similar in both periods, from about 1.2 to about 8". The average monthly precipitation in the pre- and post-construction periods was 3.7 and 3.5", respectively. Data from the RSC site indicate that approximately 199, 28, and 173 storm events of measurable precipitation occurred in the pre-, during, and post-construction periods, respectively. The largest daily event recorded in the pre-construction period was 3.04" (April 30th, 2014), whereas that of the post-construction period was 3.39" (August 12th, 2014; Figure 5).

Precipitation at the RSC site was compared to available records from two Wunderground sites closer to the control catchment. These data indicate that precipitation at the RSC site was slightly larger (12 to 18%) than that of the control site for most of the post-construction period (Table 2).

Table 2: Comparison of precipitation volumes at the RSC and two Wunderground sites adjacent to the control catchment for the available periods of record.

Wunderground site	Period of Comparison	Precipitation (in)		% larger volume at RSC site
		Wunderground	RSC	
Nahant Street KMDBETHE17	11-18-14 to 10-9-15	33.7	39.6	18
Nahant Street KMDBETHE17	12-8-14 to 10-9-15	31.0	36.6	18
Falmouth Road KMDBETHE18	12-8-14 to 10-9-15	32.8	36.6	12

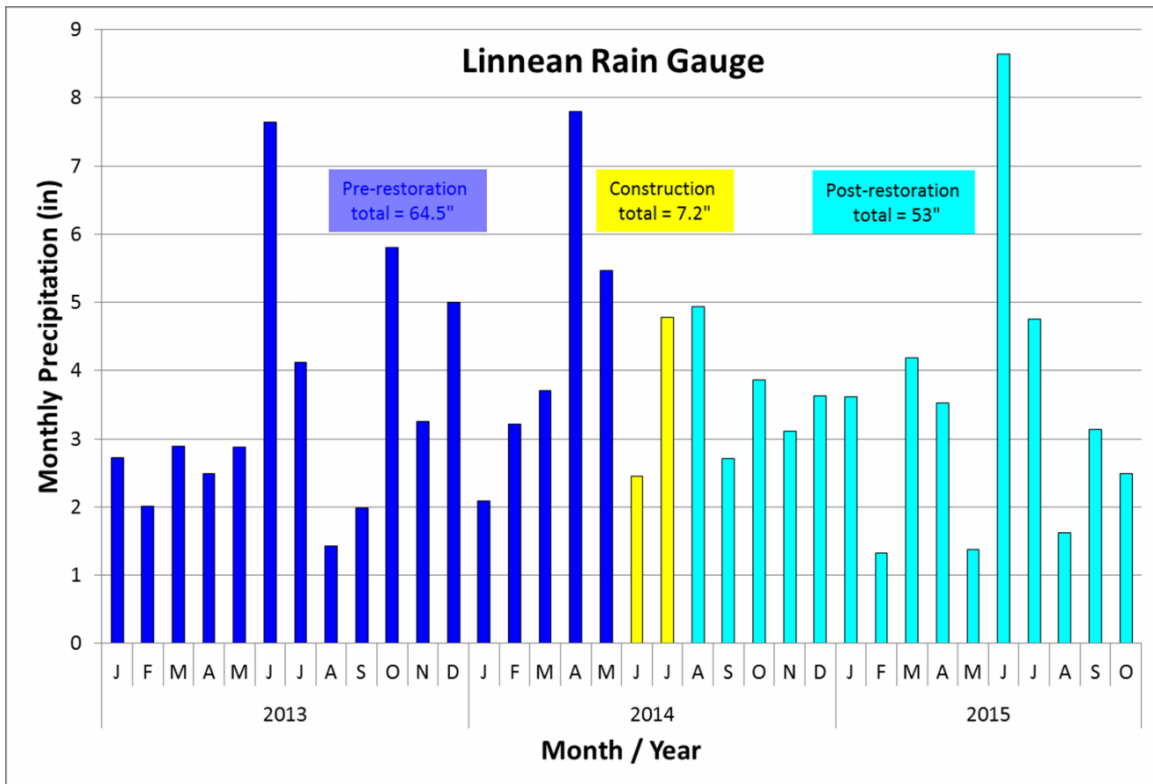


Figure 4. Total monthly precipitation from the tipping bucket rain gauge located in the RSC catchment, January 2013 to October 2015. Pre-restoration, construction, and post-restoration periods have a wide range of monthly volumes, but the average monthly volume for each period is about 3.6".

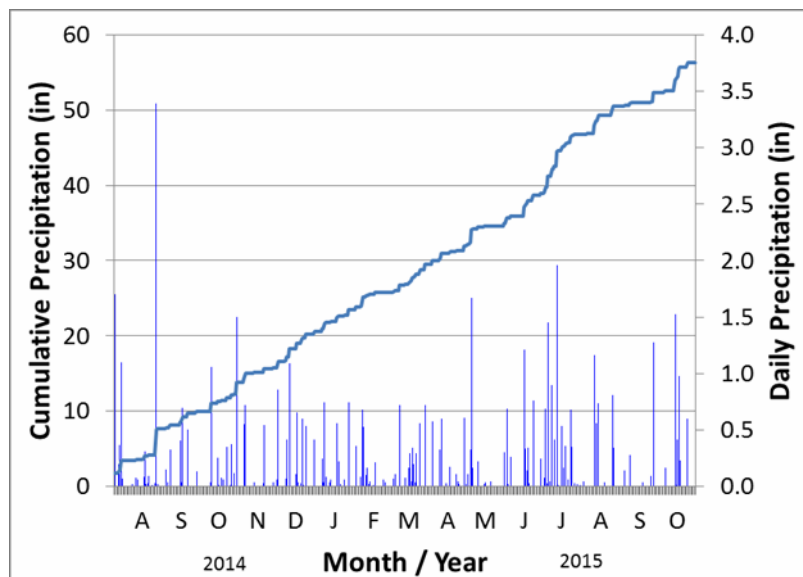


Figure 5. Cumulative and total daily precipitation from July 2014 to October 2015 collected with a tipping bucket rain gauge located in a nearby residential area within the RSC catchment.

Stream and air temperatures

Pressure transducers located at each of the stream sampling stations also record temperature. A comparison of stream and air temperatures at the RSC and control catchment sampling stations indicates that there were minor differences between sites in the post- construction period (Table 3). All three temperature records ranged annually from approximately 0 to 25°C. Ambient air temperature had the highest short- and long-term

fluctuations, with lower temperatures than either stream site in the winter months of January – February. Similar to the winter of 2014 that was unseasonably cold, with air temperatures decreasing to -11°C, air temperatures decreased to -17.4 °C during the winter of 2015. Mean streamwater temperatures in the RSC catchment were slightly higher than those of the control catchment, likely because of the location of the PT next to a road culvert and the lack of a forest canopy in this area.

Table 3: Mean streamwater and ambient air temperatures from August 2014 - October 2015 for the RSC and control catchments.

RSC				Control			
stream		air		stream		air	
°C	°F	°C	°F	°C	°F	°C	°F
13.5	56.3	12.3	54.2	12.3	54.1	12.6	54.7
-6.2	20.8	-17.4	0.6	-11.3	11.6	-17.4	0.6
30.0	85.9	32.6	90.7	26.3	79.3	30.0	85.9

Stream discharge

Discharge at the study sites varied between the RSC and control sites, with characteristically larger flows for most events at the RSC site. This is primarily because of the larger size of the RSC catchment compared to that of control (13.4 vs. 7.8 ha, respectively; note that the catchment area of the RSC was about 14.7 ha in the post-construction period because the sampling station was moved downstream). Flows exceeded the maximum capacity of the calibrated H-flumes on 4 and 3 occasions (for periods < 5 minutes) at the RSC and control flumes in the pre-construction period, respectively. The maximum capacities of the 2' (control) and 2.5' (RSC) H-flumes are 311 and 544 L/s, respectively. By contrast, the control flume in the post-construction period was breached on 4 occasions, whereas the culvert in the RSC catchment which has a maximum flow capacity of about 1700 L/s and was never breached during this period.

The RSC and control catchment streams had very different baseflow and no-flow characteristics. For instance, in the pre-construction period, baseflow was observed at the control flume approximately half of the year, compared to about 85% of the year at the RSC flume. By contrast, there was less baseflow in the control catchment during the post-construction period compared to the pre-construction period, a continuous baseflow in the RSC catchment. Precipitation and discharge records for both sites indicate that number of days that stormflow occurred in the pre and post-construction periods was similar at both sites (~ 60 storms that generated stormflow).

The biggest difference between sites was the number of days that there was no flow observed at the control site (about 130 and 270 days per year in the pre- and post-construction periods, respectively). Long no-flow periods in the control catchment are likely because of the relatively smaller forested area contributing to baseflow and the sandy floodplain that has developed at the outflow where flow is commonly subterranean during dry periods. Anecdotally, a resident of the control catchment indicated that until recently, there was always baseflow at the outflow of the site.

Total baseflow and stormflow were calculated for both the RSC and control catchment

outflows using data collected from the H-flumes in the pre- construction period, and culvert in the post-construction period for the RSC catchment (Figure 6).

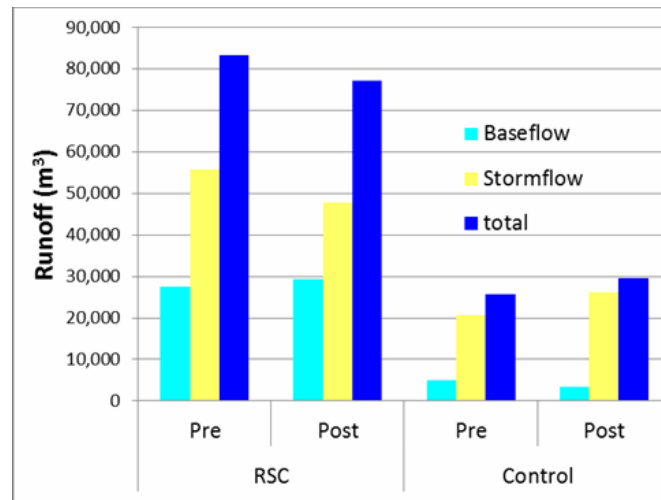


Figure 6. Total annual base- and storm-flow (m³) for the RSC and control sites during the pre- and post-construction periods.

As mentioned previously, the larger amount of water exported from the RSC catchment compared to that of the control is primarily a result of its larger catchment area. Compared to that of the RSC, the proportionally larger amount of baseflow in the control catchment is influenced by extensive no-flow periods. These periods are largely responsible for the disparity of annual runoff coefficients (i.e., the ratio of runoff to precipitation) between the RSC and control catchments, which were 50% and 27% in the pre-construction period, and 47% and 25% in the post-construction period, respectively).

The range of storm sizes and monthly average precipitation volumes between the pre- and post-construction periods in the RSC catchment were similar. Using total runoff with the estimated precipitation indicate that the runoff coefficients decreased from 51 to 47% from the pre- to the post-construction periods of the study, and this finding supports the idea that runoff coefficient in the post-construction period compared to that of the pre-construction period should be lower due to enhanced water retention in the RSC structure. Increased water retention may occur because of increased streamwater retention times and percolation to the groundwater reservoir, as evidenced by the increase in water recharge in the groundwater wells (below).

However, although this certainly occurred during the recharge period, once the groundwater table stabilized at a higher level, we speculated that the overall retention of stormflow runoff in a perennial stream environment would be minimal since the streambank soils are constantly water saturated. This contention is supported by the similarity in precipitation to runoff relationships for both period of the study (Figure 7).

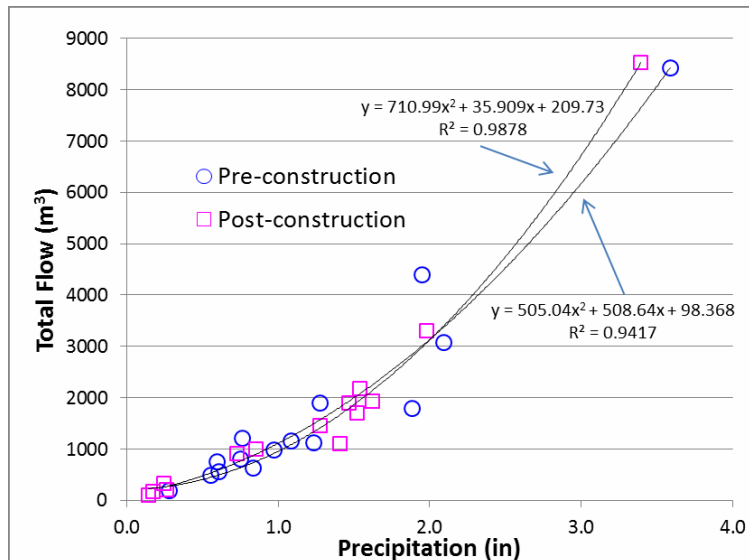


Figure 7. The relationships of rain size to total flow (i.e., runoff) for the pre- and post-construction periods at the RSC outflow site. The relationships are for only those storms that were sampled.

However, the slight decrease in the runoff coefficient in the post-construction period for the RSC site may be a result of inherent errors in the hydrological measurements (i.e., precipitation and flow), as well as the time periods used in the assessment. Annual estimates of precipitation and runoff were derived from May 1, 2013 to April 30, 2014, and August 1, 2014 to October 10, 2015 in the pre- and post-construction periods, respectively (the latter were averages adjusted to an annual estimate). Although a longer monitoring period was available in the pre-construction period, the flume experienced some leakage at higher flows prior to May 1st, 2013, so this period was not used in the annual estimate.

Errors associated with discharge measurements are at best $\pm 5\%$ using calibrated flumes and culverts (Winter 1981). Thus, it is possible that the decrease in the runoff in the pre-compared to the post-construction period was slightly larger since the runoff coefficients are only 4% different between periods, and this difference is well within possible measurement error commonly expected making flow estimates. Nevertheless, considering potential errors, our results indicate that there was a 7% increase in baseflow, a 14% decrease in stormflow, and a 7% decrease in total runoff in the post-compared to the pre-construction environment of the RSC catchment. By contrast, our results indicate that there was a 31% decrease in baseflow, a 27% increase in stormflow, and a 16% decrease in total runoff in the post-compared to the pre-construction period of the control catchment.

In the calculation of a runoff coefficient, measurement errors are compounded by possible errors in precipitation and those inherent in using a standardized rating curve for a 41" culvert which applies to laminar flow environments in long pipes, much in contrast to the very turbulent flows encountered at the culvert (Figure 8).



Figure 8. Photo of the 41" diameter RSC outflow (arrow) virtually submerged during a large storm event (1.7") on July 10th, 2014. TSS concentrations in this runoff, which was during the construction period, exceeded 3.6 g/L

In summary, our study indicates that 1) accounting for lower rainfall at the control catchment compared to the RSC catchment, baseflow at RSC catchment increased whereas that of the control decreased, 2) stormflow showed the opposite pattern with a decrease and increase, respectively, and 3) total runoff at the RSC and control catchments had relatively small decrease and increase, respectively, in the pre- and post-construction periods. These findings reflect the idea that some infiltrated stormflow will later re-emerge as baseflow seepage at the outflow of the RSC catchment.

Although we speculate that the magnitude of the stormflow runoff pulse was reduced (post-construction), this cannot be verified with the methods used to determine flow since the cross-sectional areas of the flume (pre-construction) and culvert (post-construction) are very different. Thus, in perennial systems, the primary hydrological benefit of the RSC design is to disperse runoff energy and erosive forces rather than infiltrate significant stormflow runoff.

Flow measurements at the upper RSC site

In contrast to the relative ease with calculating flow at the downstream culvert of the RSC site, the upper site presented a unique set of unanticipated problems. First, flow velocity at the site is high and stage changes rapidly. As a consequence, PTs recording at 5-minute intervals used in this study miss important fluctuations in flow thereby increasing the errors of our flow estimates. Second, the new riser at this site was modified several times and has changed the flow regime and rating curves at this location considerably over the post-construction period. For example, there were periods during more intense storms when water in the culvert backed up thereby reducing flow velocity. This change in velocity makes it impossible to use rating curves based on Manning roughness and slope parameters, as with the downstream culvert.

Moreover, during very large or intense storms, the culvert became completely inundated with stage exceeding the height of the pipe by >5'. Third, the drainage network at this location is complex and includes two pipes that converge with different slopes and with one about 6' higher than the other. This set of complications makes it impossible to accurately calculate flow without a dedicated velocity meter, and we need to evaluate whether it is worth investing in and, if so, possible to purchase a velocity meter to use for the next phase of the study.

Assessment of flow measurements

Regardless of the potential errors in the RSC flow measurements in the post-construction period, identifying the source and magnitude of the errors at the outflow will be possible with additional monitoring. Our monitoring in the next phase of the study will focus on more frequent field measurements of baseflow discharge, as well as more estimates of stormflow discharge using a flow meter at the higher range of stream stage readings at both the outflow culvert and adjacent conveyance. Moreover, we will compare these estimates to those calculated using the actual slope of the culvert pipe at the outflow.

There is also the possibility that flow was underestimated in pre-construction environment due to leakage and breaching of the flume, which were not issues at the RSC outflow during the post-construction environment. We estimated that these errors amounted to a loss of about 5% of the measured discharge over the pre-construction period, but this could have been larger.

Accordingly, we will re-evaluate the entire flow record over the pre-construction period and identify storms where the precipitation to runoff ratio is uncharacteristically large. In such instances, runoff can be recalculated using accurate precipitation to runoff relationships derived from other storms.

Dissolved oxygen concentrations

Streamwater in the RSC and control catchments exhibited seasonality in DO concentrations throughout the study, with the highest concentrations in the winter and lowest in the summer. Average monthly DO concentrations varied between about 7 and 11 mg/L at the control, and 4 to 12 mg/L at the RSC outflow (Figure 9). Problems with excessive sediment deposition and bedload transport, particularly in the control catchment, initially prevented the collection of accurate DO measurements. Moreover, to prevent sensor damage, probes were removed during the coldest winter months of 2014 and 2015 when the streams were frozen.

However, once the DO probes were located to the ponding basins downstream of the flumes in each catchment (summer of 2013), more reliable measurements were obtained. After this time, DO concentrations between the outflow sites of the RSC and control catchments tracked one another commonly to within about 1 mg/L. This occurred until the spring of 2015 when those of the RSC decreased proportionally more than at the control, likely as a result of low flows and ponded water in the RSC that created zones of hypoxia. Consequently, DO concentrations in the spring and summer months of the post-construction period at the lower RSC site were lower than in the pre-construction period and fell below the criteria threshold during May through September 2015.

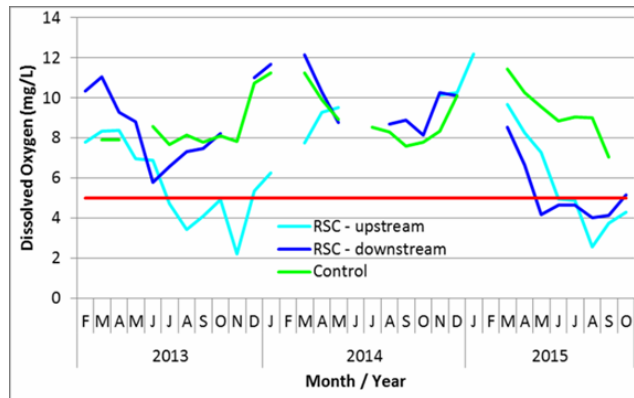


Figure 9. Average monthly dissolved oxygen concentrations in streamwater over the pre- and post-construction periods for the RSC and control catchments. Loggers were removed during the construction phase of June and July, 2014. The DO criteria threshold for freshwaters systems is 5 mg/L, as indicated by the red line. Breaks in the record occurred from a combination of freezing temperatures, dry periods and malfunctioning loggers.

Water quality

Base and storm-flow runoff collected from each site was commonly analyzed for all the constituents mentioned previously. Occasionally, only a subset of constituents was measured, and rather than integrating all of the samples collected during a storm event, multiple samples were analyzed over the rising and falling limb of the stormflow hydrograph. In these samples, concentrations of many solutes exhibited hysteresis effects and different flow / concentration relationships in both the pre- and post-construction periods. For instance, both NH_4 and TSS increased with increasing flow, whereas NO_3 was strongly diluted (refer to pre-construction report for examples).

Volume-weighted means calculated for stormflow varied by collection site (Table 4; baseflow was not volume-weighted due to small flow variations). Large differences were observed between the RSC and control sites for NO_3 and TSS and the particulate fractions of N and P (Figure 10a, b – P not shown). Data indicate that the stream reach of the RSC was a strong source of TSS in the pre-construction environment because of streambank erosion.

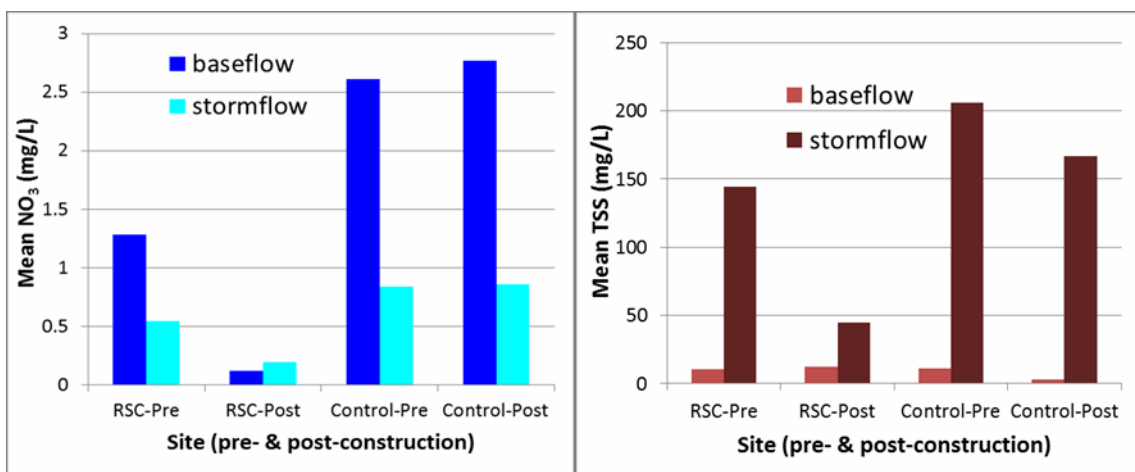


Figure 10a, b. A pre- and post-construction comparison of mean (baseflow) and VWM (stormflow) concentrations for NO_3 (left) and TSS (right) at the streamwater outflow sampling stations of the RSC and control catchments.

Table 4: Mean (baseflow) and VWM (stormflow) streamwater concentrations for the upper (inflow) and lower (outflow) reaches of the RSC. Only baseflow samples from the same day (taken within an hour of each other) from the upper and lower sampling stations are used in this comparisons. Similarly, only matching storm events where there were VWMs calculated for both the upper and lower reach are used. Units are in mg/L, except for metals which are $\mu\text{g/L}$, and bacteria which is in cfu/100mL.

RSC	Upper	Lower	Upper	Lower
	Mean	Mean	VWM	VWM
Parameter	Baseflow	Baseflow	Stormflow	Stormflow
TSS	6.5	4.9	42.7	56.2
NO ₃ -N	1.01	0.13	0.42	0.20
NH ₄ -N	0.21	0.13	0.16	0.10
DON	0.50	0.34	0.68	0.39
TDN	1.70	0.59	1.15	0.68
PN	0.12	0.06	0.44	0.39
TN	1.84	0.69	1.78	1.10
PO ₄	0.378	0.016	0.191	0.028
TDP	0.404	0.032	0.223	0.060
PP	0.181	0.037	0.170	0.174
TP	0.585	0.069	0.393	0.234
Cl	103.1	118.8	18.3	32.1
SO ₄	43.8	17.2	8.4	11.2
PC	1.13	0.66	4.97	4.13
DOC	3.66	4.93	10.00	6.53
Cd	5.65	5.42	5.30	5.25
Cu	6.75	5.81	26.37	7.49
Fe	131.31	358.58	285.37	384.51
Pb	33.19	37.50	33.59	35.39
Zn	11.48	9.85	15.77	7.87
Enterococci	NA	NA	13,214	16,573

Solute loads

Catchment areas were used in conjunction with the VWM solute concentrations and discharge measurements to estimate annual area yields from each sampling station (Tables 5 and 6). Loads of the constituents measured in this study generally decreased in the post- compared to the pre-construction period in the RSC catchment. Of all the constituents measured, the largest contrast between sites was evident with area yields of TN, TP and TSS that decreased 53, 4 and 12 times more in the RSC compared to the control catchment, respectively. Of the metals analyzed, area yields of Fe increased by a factor of 10 times in the same type of comparison.

Bacteria increased substantially in the control catchment compared to a similar decrease in the RSC catchment in the post-construction period. We surmise that the increase in bacteria area yields at the control site is in part due to a sewage leak what likely went undetected for much of the post-construction period.

Table 5: Annual area yields ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) for the RSC outflow in the pre- and post-construction periods. Baseflow and stormflow collected throughout the study were used to calculate means (mean for baseflow and VWM for stormflow) for the annual estimates. Trace metals are in units of $\text{g ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$; bacteria is in units of colony forming units exported ($\text{cfu ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$).

Parameter	RSC – Pre construction			RSC – Post construction		
	$\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$			$\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$		
	baseflow	stormflow	total	baseflow	stormflow	total
Area (ha)	13.44	13.44	13.44	14.73	14.73	14.73
Runoff (L)	27,511,440	55,890,423	83,401,862	29,443,902	47,860,735	77,304,637
TSS	21.2	599.8	620.9	24.1	145.3	169.4
NO ₃ -N	2.63	2.28	4.91	0.24	0.64	0.88
NH ₄ -N	0.12	0.37	0.48	0.31	0.32	0.63
DON	0.37	1.93	2.29	0.81	1.27	2.09
TDN	2.95	4.65	7.6	1.34	2.18	3.52
PN	0.14	3.76	3.9	0.32	1.08	1.40
TN	3.08	8.87	11.96	1.73	3.41	5.14
PO ₄	0.18	0.45	0.64	0.02	0.08	0.10
TDP	0.16	0.57	0.72	0.07	0.16	0.23
PP	0.03	0.82	0.86	0.15	0.46	0.61
TP	0.19	1.39	1.58	0.22	0.62	0.84
Cl	263.3	192.4	455.7	365.1	201.7	566.8
SO ₄	101.6	53.4	155	30.8	43.6	74.4
PC	1.3	43.4	44.7	2.7	11.3	14.0
DOC	NA	NA	NA	9.4	19.7	29.1
Cd	0.6	0.9	1.5	15.2	15.6	30.8
Cu	0*	54.3	49.4	19.5	20.7	40.2
Fe	79.3	386.4	465.6	1,031.2	1,080.4	2,111.7
Pb	0.9	11	11.9	79.6	110.2	189.8
Zn	9.2	49.1	58.3	18.0	25.5	43.5
Enterococci	37,602	975,666	1,013,268	NA	538,491	538,491

Table 6: Comparison of pre- and post-construction, and net change (i.e., +/-) in annual area yields ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) for the RSC and control catchments. Trace metals are in units of $\text{g ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$; bacteria is in units of colony forming units exported ($\text{cfu ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$).

Parameter	RSC			Control		
	$\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$			$\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$		
	Pre	Post	+/-	Pre	Post	+/-
Area (ha)	13.44	14.73		7.8	7.8	
Runoff (L)	83,401,862	77,304,637	-6,097,225	25,599,261	31,765,921	6,166,660
TSS	620.9	169.4	-451.5	599.2	560.1	-39.1
NO ₃ -N	4.91	0.88	-4.03	3.91	4.88	0.97
NH ₄ -N	0.48	0.63	0.15	0.11	0.11	0.00
DON	2.29	2.09	-0.20	1.28	1.78	0.50
TDN	7.6	3.52	-4.08	5.38	6.76	1.38
PN	3.9	1.40	-2.50	4.43	2.55	-1.88

TN	11.96	5.14	-6.82	9.63	9.50	-0.13
PO4	0.64	0.10	-0.54	0.31	0.39	0.08
TDP	0.72	0.23	-0.49	0.37	0.47	0.10
PP	0.86	0.61	-0.25	0.97	0.69	-0.28
TP	1.58	0.84	-0.74	1.34	1.17	-0.17
Cl	455.7	566.8	111.1	238.4	287.4	49.0
SO ₄	155.0	74.4	-80.6	75.1	94.3	19.2
PC	44.7	14.0	-30.7	58.6	31.9	-26.7
DOC	NA	29.1	29.1	NA	27.6	NA
Cd	1.5	30.8	29.3	1.02	22.3	21.2
Cu	49.4	40.2	-9.2	13.9	44.3	30.4
Fe	465.6	2,111.7	1646.1	218.8	383.1	164.3
Pb	11.9	189.8	177.9	0.9	126.2	125.3
Zn	58.3	43.5	-14.8	37.5	54.2	16.7
Enterococci	975,666	538,491	-474,777	640,654	1,185,270	544,616

Groundwater recharge

The distance below the forest floor to the water table was routinely measured in 12 and 3 wells in the RSC and control catchments, respectively, throughout the study period. Water tables in both catchments were positively correlated, decreasing to their lowest levels in the months of August to October (Figure 11). The subsequent increase in water table levels can be attributed to foliar senescence and a resulting decrease in the rates of evapotranspiration. The sustained increase in water table height through May 2014 can be attributed to a wetter-than-average spring.

A comparison of groundwater wells indicates that water table levels of the RSC catchment are considerably deeper than those of control. This difference can be mostly attributed to the positioning of wells in control catchment on the incised stream embankment rather than on the forest floor, as was done in the RSC catchment. This was necessary because, as indicated previously, the very rocky soil of the control catchment prevented the drilling of more and deeper wells.

An abrupt increase in the water table heights of all wells in the RSC catchment occurred from groundwater recharge beginning June 23rd, 2014 (Figure 11). This recharge event increased the average water table level in the RSC catchment by about 2.5', after which time the water table levels in both catchments were well correlated.

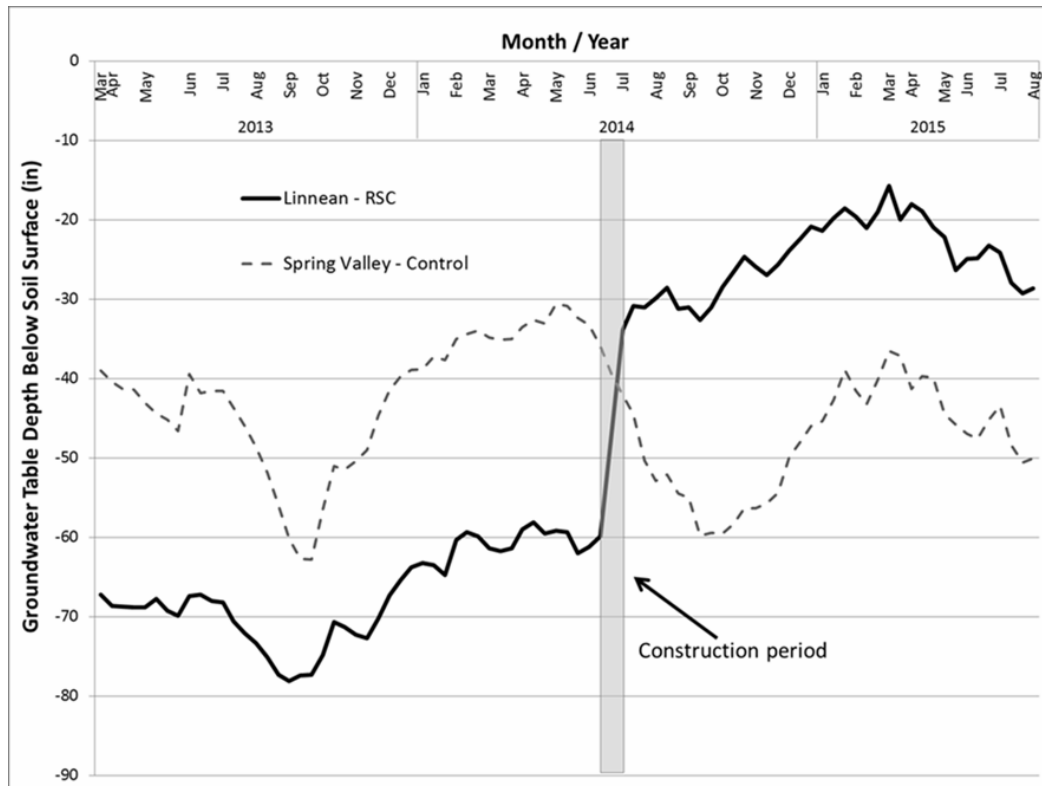


Figure 11. Comparison of water table fluctuations in the RSC and control catchments over the study period.

Rapid biological assessments

Biological surveys of the RSC and control catchment streams were done on three separate occasions, once each in the spring of 2013, 2014 and 2015. Macroinvertebrate samples were collected and pre-sorted at CBL, and these were sent to the Maryland Department of Natural Resources for identification in June 2014. With regard to both the Hilsenhoff Biotic Index (HBI) and the Shannon-Wiener Diversity Index (SWDI), results indicate that both sites remained considerably impaired in the post-construction period (Tables 7 and 8). The HBI is a measure of how pollution-tolerant the macroinvertebrate community is, whereas the SWDI is measure of the diversity of the macroinvertebrate community, weighted by the abundance of each taxon. The verbal score of the BHI describes water quality based on the macroinvertebrate tolerance/intolerance. Macroinvertebrate data and characterizations for each of the study sites are provided as supplementary information with this report (attached Excel spreadsheet).

Tables 7 and 8. Hilsenhoff Biotic Index (HBI) and the Shannon-Wiener Diversity Index (SWDI) assessments for the RSC and control catchment streams over the period of study.

Hilsenhoff Biotic Index Verbal Score	2013	2014	2015	Shannon-Wiener Diversity Index Verbal Score	2013	2014	2015
Excellent	---	---	---	Excellent	---	---	---
Very Good	---	---	---	Very Good to Good	---	---	---
Good	---	---	---	Good to Fair	RSC, Control	---	Control
Fair	---	---	---	Fair to Poor	---	RSC, Control	RSC
Fairly Poor	Control	---	RSC	Poor to Very Poor	---	---	---
Poor	RSC	Control	---				
Very Poor	---	RSC	Control				

Iron flocculate

The Fe-oxidizing bacteria sub-project is for all intents and purposes finished, although some additional site characteristics relevant to this work will be compiled in the spring/summer of 2016. A draft research paper on this topic is currently under review in *Ecological Applications* and is included as supplementary information with this report. Although the draft should be considered confidential and therefore not distributed outside of DOEE without consent, comments on this draft provided by DDOE prior to the time that we will be addressing referee comments on the manuscript will be evaluated before publication.

Summary and conclusions

- Total precipitation volumes in the pre- and post-construction periods (17 and 15 months, respectively) had similar monthly averages of 3.7" and 3.5".
- Compared to the control catchment, the RSC resulted in an average recharge of the groundwater system by about 2.5'. The increased capacity of the groundwater reservoir created baseflow conditions even during dry periods, which in the pre-construction period in the RSC catchment resulted in no-flow conditions.
- Total annual runoff decreased by 7% and increased by 16% in the RSC and control catchments in the post- compared to the pre-construction periods, respectively. Baseflow increased by 7% and decreased by 31%, and stormflow decreased by 14% and increased by 27%, and respectively.
- Construction necessitated moving the monitoring stations in the RSC catchment to further up- and down-stream of the original sampling locations in the pre-construction period. These changes complicated hydrological measurements and likely inflated the errors associated with discharge estimates.
- Although discharge decreased slightly in the post-construction period compared to the pre-construction period in the RSC catchment, this decrease is within the bounds of typical measurement error (± 5 to 10%). Nevertheless, we hypothesized that once the RSC stabilized after construction that only minor decreases in total runoff would occur. More specifically, we hypothesized that there would be a slight increase in baseflow and slight decrease in stormflow runoff as a result of the RSC construction. Our results thus far corroborate our hypotheses. Flow measurement errors either in the pre- or post-construction periods may alter the magnitude of these changes. Potential errors in hydrological measurements will be elucidated and removed or reduced through further monitoring and re-analysis.
- Loads of the constituents measured in this study generally decreased in the post-compared to the pre-construction period in the RSC catchment. Most notably, area yields of TN, TP and TSS decreased 53, 4 and 12 times more in the RSC compared to the control catchment, respectively. Of the metals analyzed, area yields of Fe increased by a factor of 10 times in the same type of comparison. Bacteria increased substantially in the control catchment compared to a decrease in the RSC catchment in the post-construction period, likely due to a sewage leak that went undetected for an unknown amount of time in the control catchment.
- Dissolved oxygen concentrations in the post- compared to the pre-construction period in the RSC catchment decreased below the 5 mg/L criteria threshold

during the summer and fall months of 2015. This is likely due to hypoxia that develops in the RSC ponding basins during low-flow periods.

- Macroinvertebrate populations remained in the fair to poor range for the indices used to characterize the systems (i.e., HBI and SWDI) in the post-construction period in both the RSC and control catchments.
- Iron flocculate is enhanced in RSCs due to increased sources of labile carbon and Fe from construction materials and riparian soils. Flocculate is commonly localized and depends on a number of other important factors to manifest, such as a low-flow regime. Although flocculate was not observed in either the RSC or control catchment streams during the pre-construction period, it was observed at various locations in the post- construction environment of the RSC stream reach.

Casos de Restauração Fluvial em Portugal

Ribeira da Granja, Rio Uíma, Ribeira de Carnide

Pedro Teiga

Doutor em Engenharia do Ambiente - Porto, 2016



Lista de abreviaturas

ARH - Administração de Região Hidrográfica DQA - Diretiva Quadro da Água

FMP - Faixa Marginal de Proteção IRR - Índice de Reabilitação de Rios LA- Lei da Água

PGRH - Plano de Gestão de Região Hidrográfica

PNPOT - Programa Nacional da Política de Ordenamento do Território RJIGT - Regime Jurídico dos Instrumentos de Gestão do Território

PNA - Plano Nacional da Água

POOC - Plano de Ordenamento de Orla Costeira

POAAP - Plano de Ordenamento de Albufeiras e Águas Públicas POE - Plano de Ordenamento de Estuários

Introdução

O presente relatório visa responder à necessidade de consultoria para identificação e análise crítica das melhores práticas a utilizar na renaturalização de rios, assim como a elaboração do plano estratégico para a renaturalização do rio Jacaré, de acordo com o solicitado em caderno de encargos. O estudo e respectivo projeto de renaturalização estão integrados no Programa Região Oceânica Sustentável PRO-Sustentável, cujos objetivos principais de renaturalização são os seguintes:

- a) Restabelecer a vazão, desocupar a Faixa Marginal de Proteção (FMP) e o leito de cheia do rio principal e dos seus afluentes, devolvendo-se a maior naturalidade da sua situação original;
- b) Recuperar a vegetação natural por regeneração ou plantação da FMP e todo o ecossistema do leito de cheia do rio principal, através do processo de manutenção regular definido no projeto de renaturalização;
- c) Preservar as áreas naturais inundáveis na envolvente (leito de cheia) e áreas de reabastecimento de aquífero, de modo a impedir quaisquer usos que inviabilizem tal função;
- d) Criar estruturas simples para uso público das áreas de FMP livres e promover a organização do comitê gestor da bacia do Rio Jacaré, com a participação do poder público, sociedade civil e habitantes locais.

Este trabalho vem dar cumprimento aos pontos referidos no caderno de encargos e que se descrevem, com o objetivo principal de exemplificar as melhores práticas de intervenção nos recursos hídricos, tendo como referencia projetos desenvolvidos e implementados em Portugal continental. Os objetivos específicos são descritos de seguida:

1. Análise detalhada das melhores práticas:

- Descrição das bacias intervencionadas, com ilustrações e enquadrando os seguintes pontos:
- Localização e sistema ambiental, em que se insere;
- População residente e usos do solo;
- Situação ambiental, designando as tipologias de uso dos recursos ambientais e níveis de poluição;
- Organização da sociedade civil local e procedimentos de atuação do poder público;
- O fator/causa do trabalho de renaturalização.
- Instituições responsáveis pelos estudos, implantação e avaliação do projeto;
- Descrição dos estudos técnico-científicos, incluindo, os jurídicos integrados no projeto de renaturalização;
- Designação das etapas de planeamento e da implantação do projeto de renaturalização e respetivos custos;
- Detalhe do projeto de renaturalização, especificando as atividades, os materiais utilizados nas vertentes da engenharia, as medidas de despoluição das águas, as intervenções de recuperação dos ecossistemas, o envolvimento da população local, a atuação institucional e outros pontos pertinentes;
- Referir detalhadamente os obstáculos, fracassos e sucessos no desenvolvimento

das diferentes vertentes do trabalho;

- Tempo de implantação e de percepção dos resultados nas suas diferentes etapas;
- Planificação e descrição detalhada das atividades de manutenção do projeto nas suas diferentes componentes;
- Cenário atual da bacia;
- Elaboração de relatório consolidado das componentes deste projeto.

2. Estudo comparativo dos casos nacionais e internacionais avaliados, tendo como referência a bacia do Rio Jacaré, contendo no mínimo, as informações seguintes:

- Fatores importantes para o sucesso da implantação de cada um dos projetos de renaturalização de rios;
- Fatores relevantes para o fracasso da implantação das experiências de renaturalização de rios;
- Avaliação do nível de complexidade (elementos constituintes e suas inter-relações) dos casos bem-sucedidos de renaturalização de rios;
- Identificação dos pontos comuns e divergentes entre as experiências consideradas bem-sucedidas;
- Tempo de permanência das ações de renaturalização de rios, após a conclusão do projeto.

A metodologia geral seguida neste trabalho, teve em conta a pesquisa bibliográfica que permitiu a comparação dos projetos realizados, os resultados das observações de campo e envolvimento do autor nas várias etapas dos projetos apresentados. O presente documento está estruturado da seguinte forma:

Capítulo 1 - Introdução: menciona os principais objetivos do “Programa Região Oceânica Sustentável PRO-Sustentável”, os requisitos do caderno de encargos e a equipa técnica do estudo.

Capítulo 2 - Os rios em Portugal: este capítulo subdivide-se em 3 subcapítulos, onde se mencionam as principais tipologias de rios em Portugal, apresentação e explicação da metodologia geral proposta para a reabilitação fluvial e o enquadramento institucional e ordenamento do território.

Capítulo 3 - Descrição das bacias de estudo: este capítulo encontra-se subdividido em 5 subcapítulos onde se tratam assuntos como o enquadramento geral dos casos de estudo, população residente e usos do solo, situação ambiental, organização da sociedade civil local e procedimentos de atuação de poder público, aspetos ecológicos, geológicos, hidrológicos, titularidade de terras, desapropriações e o fator gerador da necessidade de renaturalização.

Capítulo 4 - Instituições responsáveis pelos estudos, implantação e avaliação do projeto: onde se indicam quais as entidades responsáveis pelo estudo, implantação e avaliação dos projetos.

Capítulo 5 - Etapas do planeamento e da implantação do projeto de renaturalização e respetivos custos: apresentados dados para os 3 casos de estudo.

Capítulo 6 - Apresentação detalhada do projeto de renaturalização: onde para cada caso de estudo se apresentam as atividades e os materiais utilizados nas vertentes da engenharia, da despoluição das águas, da recuperação da biota dos ecossistemas, do envolvimento da população local, da atuação institucional e outros.

Capítulo 7 - Principais lições aprendidas: neste capítulo referem-se os obstáculos, fracassos e sucessos observados nos 3 casos de estudo nas diferentes fases.

Capítulo 8 - Tempo de implantação e de percepção dos resultados nas diferentes etapas: descrição destes pontos para os diferentes casos apresentados.

Capítulo 9 - Detalhe das atividades de manutenção dos projetos nas suas diferentes vertentes: apresentadas as necessidades de manutenção das diferentes técnicas de engenharia natural utilizadas.

Capítulo 10 - Cenário atual da bacia: neste capítulo são apresentados gráficos do Índice de Reabilitação de Rios (IRR) para cada caso de estudo, dando a conhecer o estado mais atual das áreas.

Capítulo 11 - Conclusão: neste capítulo são apresentadas as principais conclusões do relatório.

Capítulo 12 - Bibliografia: apresentação da bibliografia consultada.

Anexo I: Listagem da flora inventariada no trecho em estudo do Rio Uíma.

Anexo 2: Fotografias ilustrativas das intervenções dos vários projetos, com destaque para as técnicas de engenharia natural utilizadas nos diferentes projetos.

Equipa técnica

Este documento foi coordenado pela pelo Doutor Pedro Teiga e com apoio da equipa técnica (Tabela 1).

Tabela 1: Equipa técnica

Nome	Formação	Função
Pedro Teiga	Doutor em Engenharia do Ambiente	Coordenação da execução do relatório
Daniela Pinho	Mestre em Ecologia, Ambiente e Território	Apoio na Execução do relatório
Rosário Botelho	Engenheira Florestal	Apoio na Execução do relatório

Os Rios em Portugal

Os recursos hídricos em Portugal apresentam uma grande diversidade, quer pelos regimes de caudais quer pelas condições hidrológicas e pressões a que estão sujeitos.

O enquadramento e os objetivos do Plano Nacional da Água (PNA) encontram-se definidos no artigo 28.º da Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro (revisto pelo Decreto-Lei n.º 130/2012, de 22 de junho), Lei da Água (LA). O PNA estabelece o enquadramento para a gestão de águas e define as opções estratégicas da política nacional da água, sendo um dos instrumentos de política sectorial nacional que faz referência às águas superficiais, naturais fortemente modificadas e artificiais, designadamente às águas interiores, de transição e costeiras, bem como às águas subterrâneas. Este plano visa ainda proteger águas marinhas, incluindo as territoriais, e contribuir para o cumprimento dos objetivos dos acordos internacionais (PNA, 2015).

Considera-se os rios em “bom estado”, quando apresentam as condições próximas às naturais ou quando foram pouco intervencionados por ação do Homem. Estas condições naturais contribuem para a diversidade hidrológica e de comunidades biológicas. Apesar da variedade dos rios ser elevada, o funcionamento de todos, em condições naturais, respondem aos princípios hidrogeomorfológicos funcionais de forma semelhante, sendo estes determinantes para o seu “bom estado”.

Um rio em bom estado está num constante processo de ajuste e apresenta uma grande heterogeneidade de condições físicas e biológicas, tendo uma elevada capacidade para recuperar de perturbações periódicas. Estas características só são possíveis pela existência de regime de caudais com continuidade de fluxos de água, sedimentos, energia, matéria orgânica e organismos, desde a nascente até à foz. De igual forma, pelas inter-relações existentes entre os processos antrópicos, hidrológicos, geomorfológicos e biológicos, também é generalizado aos rios em bom estado a conectividade dos *habitats* associados ao meio fluvial, quer dentro do canal, como entre o leito e as áreas de inundação (Teiga, 2011).

Tipologias de rios em Portugal

No âmbito da reabilitação, é necessário caracterizar os fatores que regem o funcionamento natural dos rios, designadamente os ecossistemas, as utilizações e características gerais, estabelecendo-se critérios e variáveis. A categorização de uma tipologia de rios que detalhe as condições hidromorfológicas é indispensável, não só para estimar o estado ecológico e identificar os problemas de cada troço, com base nas condições de referência estabelecidas para cada tipo de rio, mas também para delinear corretamente as medidas necessárias para concretizar os projetos de reabilitação.

A metodologia e critérios de hierarquização dos rios portugueses têm em conta a localização de regiões biogeográficas, bacia hidrográfica e as condições de condutividade das águas, diretamente relacionados com as características de tamanho e geologia considerada.

No que se refere à geologia, as litologias e formações geológicas estão agrupadas segundo o seu contributo para a mineralização da água: baixa mineralização, constituídas essencialmente por rochas ácidas; média mineralização, constituídas essencialmente por rochas básicas; e elevada mineralização, constituídas por rochas sedimentares.

No estabelecimento dos limites, tem-se ainda em conta os valores de condutividade e dureza da água, as características ecológicas e o *continuum* fluvial, privilegiando-se a formação de grandes manchas.

Relativamente à dimensão da área da bacia de drenagem, são consideradas as classes: pequena (10 a 100 km²), média (100 a 1000 km²), grande (1000 a 10 000 km²) e muito grande

(superior a 10 000 km²) (Figura 1) (INAG, 2008).

A ocupação do solo por ecossistemas em águas interiores, floresta, montado, solos cultivados, e espaços urbano está representado na Figura 1 c) (Millennium, 2003).

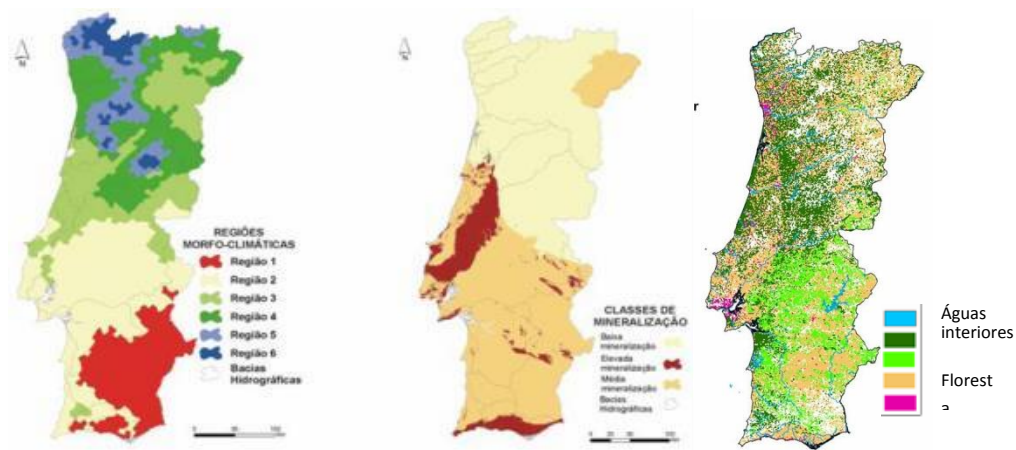


Figura 1. Fatores de determinação dos tipos, segundo o sistema B da DQA: a) Regiões morfoclimáticas, b) classes de mineralização (INAG, 2008) e c) tipos de ecossistemas (Millennium, 2003).

Das 48 combinações possíveis, mantiveram-se as da área de drenagem, que correspondem aos rios Douro, Minho, Guadiana e Tejo, atendendo à especificidade e importância, já que são os únicos com área de drenagem superior a 10 000 km², estabelecendo-se que os rios internacionais constituíssem tipos distintos (Figura 2).

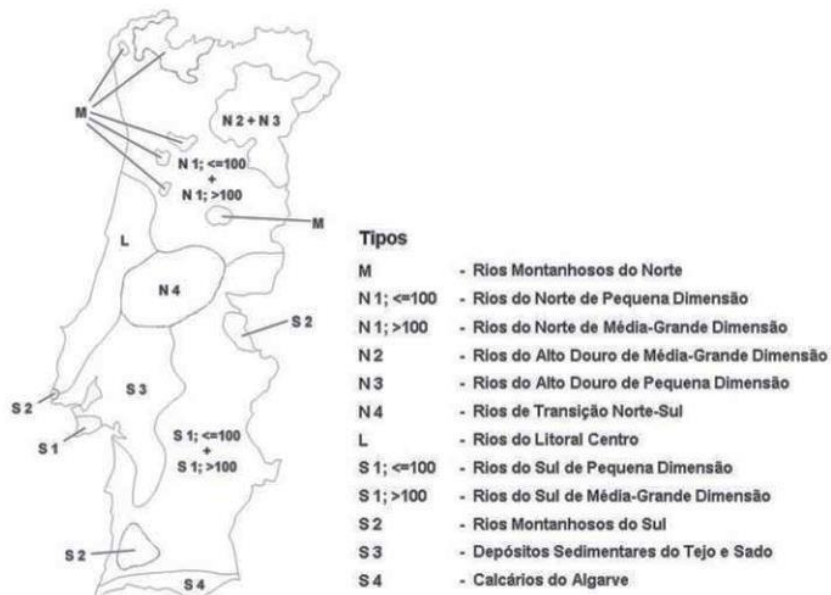


Figura 2. Tipos de rios definidos para Portugal Continental, não estando representados os 3 tipos dos grandes rios (INAG, 2008)

Metodologia geral proposta para a reabilitação fluvial

Os Planos Municipais de ordenamento devem estabelecer tipologias edificatórias compatíveis com a dinâmica natural dos rios existentes, para que estes possam contribuir como elementos ambientais e paisagísticos das cidades potenciando o seu máximo valor ecológico e interesse de conservação. Neste sentido, os rios melhoram o microclima urbano e funcionam como corredor ecológico que fomentam um espaço privilegiado, que por sua vez, contribui para a melhoria da qualidade de vida das suas populações (Tánago & Jalón, 2008).

A gestão ambiental do território dos sistemas fluviais, requer um planeamento com metodologias adequadas integradoras para cumprir os objetivos legais. A necessidade de uma metodologia de reabilitação surge da observação de intervenções desadequadas em rios e de múltiplos problemas a nível da gestão do espaço urbano e do domínio hídrico, assim como de uma lacuna relativamente à participação pública e acompanhamento técnico dos projetos. A reabilitação de rios e ribeiras, pela sua abrangência pode ser desenvolvida com metodologias e protocolos de atuação que facilitem a implementação, acompanhamento e avaliação do sucesso das intervenções e o envolvimento das populações locais.

A utilização das metodologias de reabilitação apresenta várias vantagens: facilitam as sinergias entre intervenientes implicados na reabilitação fluvial (*stakeholders*); atribuem às entidades envolvidas tarefas bem definidas; implementação protocolos e ferramentas padronizadas de diagnóstico; facilita o processo de avaliação e fiscalização de projetos; promove a implementação de uma cultura organizacional, onde se pretende dar resposta às exigências legais.

Para desenvolver um processo de reabilitação de um troço ribeirinho é necessário proceder a um conjunto de etapas sucessivas estruturadas e com protocolos de ação, seguindo os princípios da reabilitação com soluções técnicas de engenharia, adaptadas às necessidades socioculturais regionais, com medidas estruturais e imateriais quando necessário, acompanhadas por uma Participação Pública bem definida (Fisrwg, 1998; Teiga, 2003; Cortes, 2004; Teiga *et al.*, 2004; Sousa *et al.*, 2009).

Deste modo foi desenvolvida uma metodologia geral de reabilitação de rios (Figura 3), onde são contempladas várias etapas sequenciais (estratégia, monitorização/ações de mitigação, medidas corretoras/manutenção, ciclo de deteção/mitigação de acidentes).

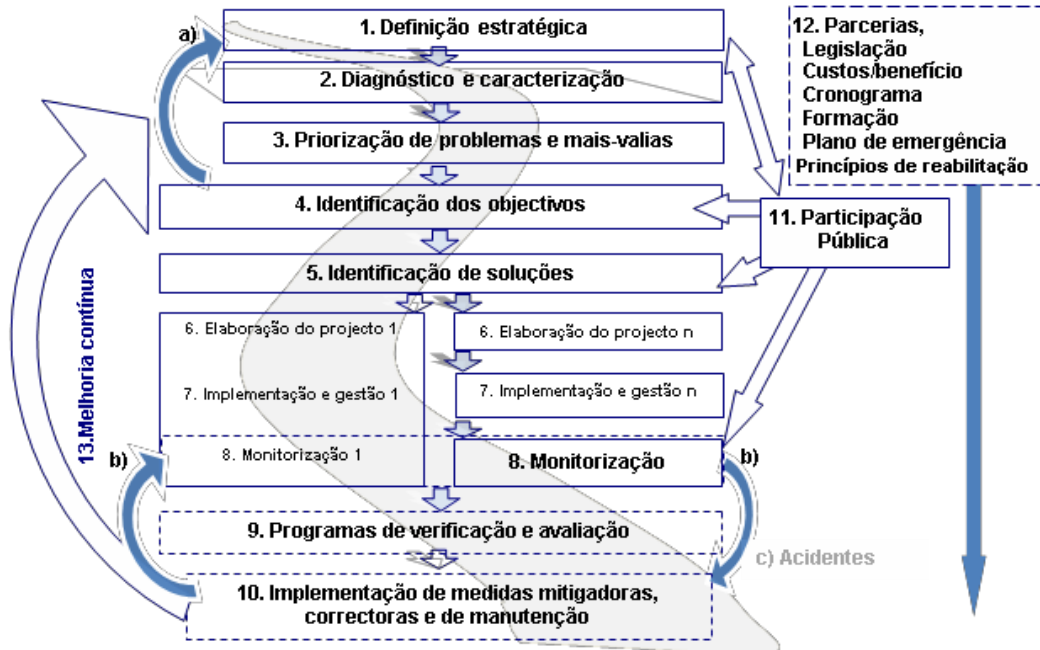


Figura 3. Esquema da proposta da metodologia geral de reabilitação fluvial. a) Ciclo das etapas sequenciais do processo de reabilitação para concretização da estratégia e projetos. A representação dos ciclos de melhoria contínua: a) estratégia; b) monitorização e de ações de mitigação, correctoras e manutenção; e c) ciclo detecção/mitigação de acidentes (Teiga, 2011).

As treze etapas do processo de reabilitação fluvial são descritas, de forma resumida, nos seguintes pontos:

1. Definição estratégica

A estratégia de reabilitação deve ser clara e elucidar quem está envolvido, com indicadores estratégicos de acompanhamento/avaliação, de forma a solucionar o pretendido. A estratégia deverá ser constituída no âmbito dos Planos de Gestão da Região Hidrográfica (PGRH) e/ou para dar cumprimento ao artigo 32º da Lei da Água, para definir “um conjunto de medidas para sistemática proteção e valorização dos recursos hídricos, complementares das constantes dos planos de gestão de bacia hidrográfica”. A estratégia pode, numa primeira fase, ser definida para resolver um problema específico ou sistemático, que se repete num determinado curso de água.

Para definir a estratégia de reabilitação de um curso de água ou da parte de uma bacia hidrográfica é necessário iniciar o ciclo (Figura 3) de melhoria contínua estratégica, que compreende uma etapa de diagnóstico e caracterização, priorização de problemas, valores ambientais e determinação de mais-valias, seguida de definição de objetivos e soluções. Neste contexto, devem ser incluídos os parceiros, seguir os parâmetros e condicionantes legais, realizar-se uma avaliação de custo/benefícios das opções, desenvolver-se um cronograma no tempo e no espaço e com dotações financeiras, cumprir-se um plano de formação e de atuação em caso de emergência, seguindo os princípios de reabilitação num processo Participação Pública.

O envolvimento dos proprietários é fundamental, nomeadamente para a cedência/permissão de utilização do espaço para os novos objetivos. Os estudos de caracterização de diagnóstico deverão ser adaptados às tipologias a caracterizar e, sempre que possível, com dados plurianuais.

No âmbito do estabelecimento de uma estratégia, pode ser desenvolvido um ranking das

massas de água por ordem de prioridade de atuação, tendo em conta como indicadores: Qualidade do Bosque Ribeirinho (QBR), tipo de habitat, espécies prioritárias, contaminação pontual, contaminação difusa, extração e regularização e alteração morfológica (Teiga, 2011).

2. Diagnóstico e caracterização

A recolha de informação de diagnóstico e caracterização está estabelecida segundo a Diretiva Quadro da Água (DQA) e Lei da Água, com o respetivo cronograma de monitorização. A definição dos locais e valores de referência, por tipologia de linha de água, devem estar disponíveis em cada Administração Regional Hidrográfica (ARH).

Os PGRH devem disponibilizar informação útil e que auxilie, estudos específicos para desenvolver projetos de reabilitação.

As estratégias devem definir os indicadores a utilizar por tipologia de rio e de acordo com os objetivos de cada projeto de reabilitação. A caracterização deverá ser adequada, contendo indicadores qualitativos e/ou quantitativos que auxiliam o processo de avaliação e acompanhamento de projetos de reabilitação.

Cada projeto deve realizar, sempre que possível, um diagnóstico de caracterização de referência no local de implementação, antes de qualquer tipo de intervenção, com a duração de um ano ou, no mínimo, uma caracterização na Primavera/Outono. O diagnóstico de caracterização deve ser adequado aos objetivos propostos. O diagnóstico, bem como as metodologias de recolha de dados, deve seguir protocolos de atuação padronizados. Os elementos a recolher podem incluir os seguintes dados: gestão, legislação específica, hidrogeomorfológicos, ecológicos, usos do solo, património, histórico e envolvimento da população (Teiga, 2011).

3. Priorização de problemas e mais-valias

Após o reconhecimento dos impactes, pressões e vulnerabilidades, bem como a determinação das causas/origem que provocam essas disfunções, devem hierarquizar-se os problemas de acordo com o nível de degradação. A identificação dos valores ambientais e das mais-valias do sistema ribeirinho, em análise devem igualmente ser tipificadas e classificadas.

A definição de critérios, no âmbito de uma estratégia, ou desenvolvidos para o efeito, devem ser apresentadas, discutidas e acordadas com os decisores, técnicos e população envolvida.

No final desta etapa, deve ficar claro para os intervenientes deste processo a identificação dos problemas, a sua ponderação e definição de prioridades para determinar os objetivos (Teiga, 2011).

4. Identificação dos objetivos

Os objetivos dos projetos resultam das fases anteriores, com a hierarquização da possível exequibilidade dos selecionados e em que se pretende intervir (Teiga, 2011).

5. Identificação de soluções

As soluções selecionadas, no desenvolvimento de projetos, devem respeitar o processo de Participação Pública e serem as que melhor se ajustem, nas várias hipóteses estudadas, para garantir a aplicação da legislação em vigor e os objetivos estabelecidos (Teiga, 2011).

6. Elaboração de projetos

Os projetos a desenvolver devem corresponder à priorização e respeitar decisão das equipes técnicas, competentes e multidisciplinares.

Os projetos podem ser agrupados em tipologias e de acordo com os objetivos (Teiga, 2011).

7. Implementação e gestão do (s) projeto (s)

Na implementação dos projetos está previsto o seu acompanhamento e gestão. É fundamental a formação das equipes de intervenção e o respeito das conformidades legais (Teiga, 2011).

8. Monitorização

A monitorização a nível dos projetos deve ser abrangente e estar de acordo com o pré-estabelecido em caderno de encargos. É importante que a monitorização respeite no mínimo: os indicadores estabelecidos; os locais e período de amostragem necessários; o preenchimento da base de dados com os resultados obtidos; o acompanhamento das saídas de campo com o registo fotográfico; a disponibilização dos dados de monitorização à fiscalização.

A monitorização à nível de estratégia deve ser desenvolvida num plano integrado, com indicadores e valores de referência, podendo ser realizada num plano de monitorização com equipes, metodologias e procedimentos distintos, mas compatíveis e integráveis (Teiga, 2011).

9. Programas de verificação e avaliação

Os pressupostos da estratégia e dos projetos desenvolvidos devem ser verificados, bem como os resultados esperados. Uma forma simples de realizar a verificação e avaliação é através do preenchimento de uma *checklist* – com indicadores de acompanhamento e avaliação. Os resultados de avaliação devem ser integrados, de forma a promover a melhoria efetiva de todo o processo. Em alguns casos pode recorrer-se a auditorias externas para avaliar a qualidade do processo implementado (Teiga, 2011).

10. Implementação de medidas mitigadoras e corretoras

As medidas mitigadoras e corretoras podem ser previstas no caso das estratégias. Estas podem ser sintetizadas em guias ou manuais, como documentos de apoio.

No caso do desenvolvimento de projetos, estas medidas devem ser contempladas pela equipa de projeto. Estas equipas devem determinar quais as atividades que são mais suscetíveis de criar impactos e prever as medidas de minimização ou corretoras, quando ocorrem.

O exercício de planeamento de impactos ambientais é importante para agilizar a sua resolução eficaz. A formação de equipas, observação e acompanhamento de projetos possibilita a realização de projetos cada vez com melhor qualidade. As entidades gestoras podem melhorar com a experiência a indicar medidas mitigadoras, com a realização de determinadas atividades (Teiga, 2011).

11. Participação Pública

A Participação Pública faz parte do processo de reabilitação e deve seguir um plano com atividades específicas. Este plano de ação deve envolver adequadamente a população, respeitando a sua cultura e tradições, particularmente os principais utilizadores onde se desenvolve a reabilitação.

As atividades dirigidas ao público-alvo devem incluir os objetivos e potenciar o desenvolvimento de atividades participativas, que incluam as três fases de Participação Pública (informação, emitir opinião e ação).

Em alguns casos, a resolução de problemas no meio hídrico, pode passar apenas pelo desenvolvimento de projetos imateriais e de Participação Pública.

Entre as principais vantagens da Participação Pública destacam-se um melhor conhecimento da realidade local, a redução da resistência à mudança e a possibilidade de se gerarem conflitos promove uma forma de se estar informado sobre os projetos previstos e envolvimento nas opções, a partilha de informação e experiências entre técnicos e decisores, a possibilidade de partilhar com o público a responsabilidade da tomada de decisão, podendo conduzir a melhores decisões e envolvimento ativo em soluções.

A Participação Pública permite a resolução de conflitos, minimizar custos, diminuir o tempo de projeto e apresentar soluções adaptadas à realidade local para uma melhoria sustentada (Teiga, 2011).

12. Parcerias custo/benefício e cronograma (tempo/espço)

A magnitude, complexidade e a sustentabilidade da reabilitação, necessitam de estabelecer várias parcerias abrangendo empresas, instituições públicas e os vários utilizadores do espaço de ação.

É importante conhecer legislação em vigor e as limitações legais de atuação, bem como as normas e condicionantes da intervenção pretendida.

A avaliação de custo/benefício auxilia os decisores nas soluções economicamente mais vantajosas e que cumpram a função a que se destinam. O cronograma de ação permite a corresponsabilização, dá indicações precisas do processo de intervenção e responde a questões como sejam o local, o momento e o tipo de intervenção.

Os atores envolvidos no processo de reabilitação devem ter formação disponível (prevista), de acordo com as suas especificidades.

O plano de emergência deve resultar da estratégia a definir, mas deve estar previamente organizado para entrar em ação (Teiga, 2011).

13. A melhoria contínua

A estratégia, após a materialização do primeiro projeto, deve contemplar as reavaliações das diferentes fases, para implementar melhoria contínua do processo desenhado. A melhoria contínua pode ser estabelecida na estratégia em ciclos contínuos ou em ciclos periódicos. A melhoria contínua ajuda a adequar as atividades de manutenção dos objetivos que se espera concretizar (Teiga, 2011).

Enquadramento institucional e o ordenamento do território

Os recursos hídricos pela sua importância estratégica são geridos no território por uma elevada diversidade de instituições, serviços e figuras de ordenamento do território.

“A Lei da Água determina que os Plano de Gestão Redes Hidrográficas (PGRH) e o PNA devem ser articulados com o Programa Nacional da Política de Ordenamento do Território (PNPOT). Este plano está aprovado pela Lei n.º 58/2007, de 4 de setembro, e enquadrado no Decreto-Lei n.º 380/99, de 22 de setembro, que estabelece o regime jurídico dos instrumentos de gestão do território (RJGT), entretanto revogado e substituído pelo Decreto-Lei n.º 80/2015, de 14 de maio, que estabelece um novo enquadramento para todos os tipos de planos de ordenamento.

Existem também instrumentos de planeamento territorial e entre estes os planos especiais de ordenamento do território, onde se incluem os planos de ordenamento da orla costeira (POOC), os planos de ordenamento de albufeiras de águas públicas (POAAP), os planos de ordenamento das áreas protegidas (POAP) e os planos de ordenamento de estuários (POE) previstos na LA e regulamentados em legislação específica. De entre estes planos especiais destacam-se os POOC, pela sua própria natureza de instrumentos vocacionados para a melhoria, valorização e gestão dos recursos do litoral. Ainda que de forma não quantificada, os POOC contribuem para a generalidade dos objetivos ambientais definidos para as massas de águas superficiais (com especial incidência em evitar a deterioração, proteger, melhorar e recuperar o estado e no reduzir gradualmente a poluição nas massas de águas de transição e costeiras), subterrâneas (principalmente, evitar ou limitar as descargas de poluentes) e das zonas protegidas. Estes planos são incluídos como instrumentos relevantes no quadro de referência estratégico dos PGRH e das respetivas avaliações ambientais estratégicas, contribuindo para a generalidade dos seus fatores críticos para a decisão, ou fatores de sustentabilidade” (Figura 4) (PNA, 2015).

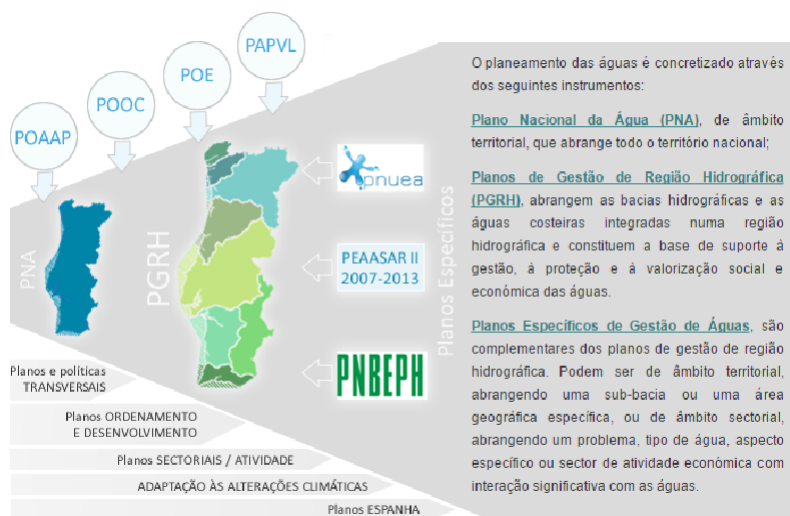


Figura 4. Diplomas regulamentares.

Fonte: <http://www.apambiente.pt/index.php?ref=16&subref=7&sub2ref=9>

Da consulta da Constituição Portuguesa, verifica-se que o Artigo 66.º faz referência ao Ambiente e Qualidade de Vida, o qual passamos a citar:

“1. Todos têm direito a um ambiente de vida humano, sadio e ecologicamente equilibrado e o dever de o defender.

2. Para assegurar o direito ao ambiente, no quadro de um desenvolvimento sustentável, incumbe ao Estado, por meio de organismos próprios e com o envolvimento e a participação dos cidadãos:

- a) Prevenir e controlar a poluição e os seus efeitos e as formas prejudiciais de erosão;
- b) Ordenar e promover o ordenamento do território, tendo em vista uma correta localização das atividades, um equilibrado desenvolvimento socioeconómico e a valorização da paisagem;
- c) Criar e desenvolver reservas e parques naturais e de recreio, bem como classificar e proteger paisagens e sítios, de modo a garantir a conservação da natureza e a preservação de valores culturais de interesse histórico ou artístico;
- d) Promover o aproveitamento racional dos recursos naturais, salvaguardando a sua capacidade de renovação e a estabilidade ecológica, com respeito pelo princípio da solidariedade entre gerações;
- e) Promover, em colaboração com as autarquias locais, a qualidade ambiental das povoações e da vida urbana, designadamente no plano arquitetónico e da proteção das zonas históricas;
- f) Promover a integração de objetivos ambientais nas várias políticas de âmbito sectorial;
- g) Promover a educação ambiental e o respeito pelos valores do ambiente;
- h) Assegurar que a política fiscal compatibilize desenvolvimento com proteção do ambiente e qualidade de vida”.

A gestão dos recursos hídricos em Portugal é realizado pela APA (com várias direções descentralizadas pelo país, as Administrações das Regiões Hidrográficas (ARH)) que enquanto Autoridade Nacional da Água tem as seguintes atribuições:

- Propor, desenvolver e acompanhar a execução da política nacional dos recursos hídricos, de forma a assegurar a sua gestão sustentável, bem como garantir a efetiva aplicação da Lei da Água e demais legislação complementar;
- Assegurar a proteção, o planejamento e o ordenamento dos recursos hídricos;
- Promover o uso eficiente da água e o ordenamento dos usos das águas;
- Emitir títulos de utilização dos recursos hídricos e fiscalização do cumprimento da sua aplicação;
- Aplicar o regime econômico e financeiro dos recursos hídricos;
- Estabelecer e implementar programas de monitorização dos recursos hídricos;
- Gerir situações de seca e de cheia, coordenar a adoção de medidas excepcionais em situações extremas de seca ou de cheias e dirimir os diferendos entre utilizadores relacionados com as obrigações e prioridades decorrentes da Lei da Água e diplomas complementares;
- Promover a conciliação de eventuais conflitos que envolvam utilizadores de recursos hídricos, nomeadamente, promovendo o recurso a arbitragens, cooperando na criação de centros de arbitragem e estabelecendo acordos com centros de arbitragem institucionalizados já existentes;
- Promover a elaboração e a execução da estratégia de gestão integrada da zona costeira e assegurar a sua aplicação ao nível regional, assegurando a proteção e a valorização das zonas costeiras;
- Prosseguir as demais atribuições referidas na Lei da Água e legislação complementar.

Quanto às ARH's, estas tem as seguintes competências:

- Proteger a qualidade das massas de água superficiais (costeiras, estuarinas e interiores) e subterrâneas, visando a sua conservação ou melhoria, bem como garantir a proteção das 8 ARH do Norte, I.P. | Plano de Atividades 2011 origens de água e dos ecossistemas de especial interesse, incluindo a manutenção de um regime de caudais ambientais e, em particular, de caudais ecológicos;
- Assegurar a quantidade de água para os usos e promover e incentivar o uso eficiente do recurso, contribuindo para melhorar a oferta e para gerir a procura, incluindo a promoção de utilizações de água com fins múltiplos e a minimização dos conflitos de usos;
- Assegurar o planejamento e gestão integrada dos recursos hídricos na áreas litoral e interior, fomentando o ordenamento dos usos e ocupações do domínio hídrico, articulando o planejamento e ordenamento do domínio hídrico com o ordenamento do território, promovendo o licenciamento e controlo dos usos do domínio hídrico e a valorização econômica dos recursos compatíveis com a preservação dos meios hídricos;
- Prevenir e minorar riscos naturais e antropogénicos associados a fenómenos hidrológicos extremos e a acidentes de poluição e minimizar as situações de risco de poluição acidental e monitorizar as substâncias perigosas e prioritárias;
- Promover a sustentabilidade econômica e financeira, visando a aplicação dos princípios do utilizador-pagador e poluidor-pagador, permitindo suportar uma política de gestão da procura com base em critérios de racionalidade e equidade e assegurando que a gestão do recurso é sustentável em termos econômicos e financeiros;
- Promover a informação e participação do cidadão nas diversas vertentes do planejamento e

da gestão dos recursos hídricos e assegurar a disponibilização de informação ao público e a dinamização da participação nas decisões;

- Aprofundar o conhecimento técnico e científico sobre os recursos hídricos e promover a implementação de redes de monitorização de variáveis hidrológicas e de qualidade física, química e ecológica da água, desenvolvendo um sistema de informação relativo ao estado e utilizações do domínio hídrico” (ARHN, 2011).

Descrição das Bacias de Estudo

Enquadramento geral dos casos de estudo

No presente relatório foram escolhidos 3 casos de estudo (figura 5 e 6) desenvolvidos pela equipa da *Engenho e Rio*, designadamente: A Ribeira da Granja, o Rio Uíma e a Ribeira de Carnide. Os critérios de seleção destes três cursos de água locais baseou-se nos seguintes pressupostos: concretizam os requisitos do caderno de encargos, apresentam dimensões similares às do rio Jacaré (tipologia menos que 100km), estão inseridos numa malha com elevada densidade populacional e são cursos de água onde foram elencadas diversas situações problemáticas, entre as quais, questões relacionados com a qualidade da água, com as cheias e espécies da flora invasoras.

Sendo de referir que para estes casos de estudo foram testadas soluções inovadoras, em que o autor esteve envolvido diretamente, na fase de caracterização do projeto e acompanhamento das intervenções de reabilitação.

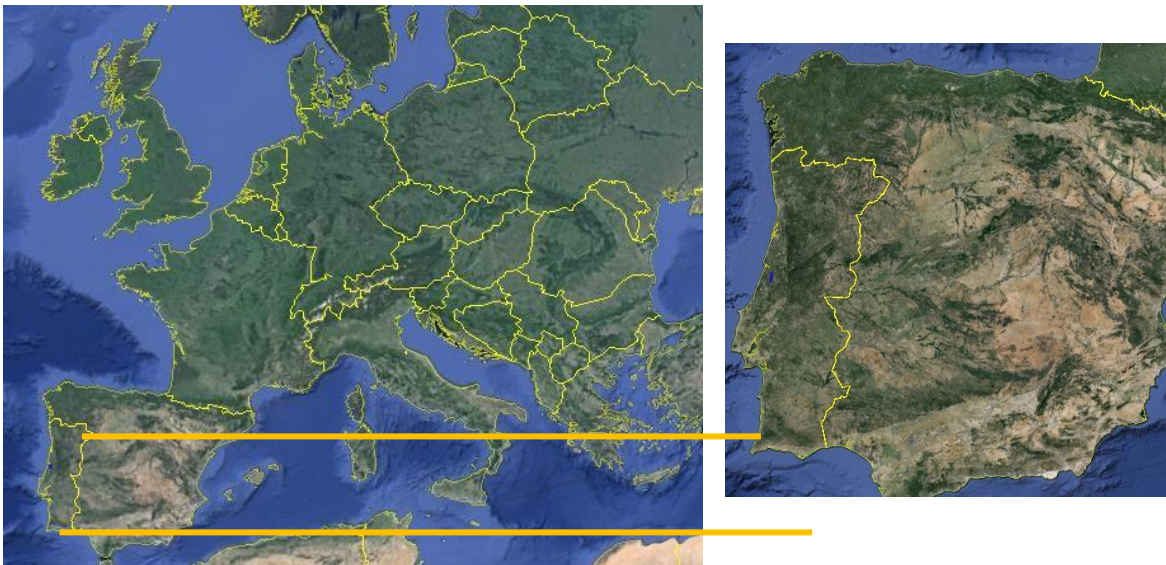


Figura 5. Localização de Portugal na Europa (Fonte: Google Earth 2016).



Figura 6. Localização das intervenções a nível nacional: 1 – Ribeira da Granja; 2 – Rio Uíma; 3 – Ribeira de Carnide (Fonte: Google Earth 2016).

1. Localização e caracterização ambiental

De seguida para os três casos de estudo, refere-se a localização e breve caracterização fisiográfica, climática, geológica, biogeográfica, da flora e da fauna atual. Também, apresenta-se para cada um dos troços intervencionados alguns exemplos de aplicação prática das técnicas de engenharia natural.

A título exemplificativo, no Anexo I, apresenta-se uma listagem de espécies da flora vascular inventariada no troço intervencionado da Ribeira do Uima, no município de Santa Maria da Feira.

1.1. Bacia da ribeira da Granja - “Projeto Reabilitação da Ribeira da Granja” - Porto

A ribeira Granja (conhecida por várias toponímias: Ribeira da Agra, de Ramalde, de Lordelo, de Grijó, do Senhor da Ajuda, de Penoucos, das Ratas, do Ouro e das Naus) situa-se no distrito do Porto a norte de Portugal Continental, pertence à bacia hidrográfica do rio Ave, a qual se inclui na região hidrográfica do Cávado, Ave e Leça. Tem um comprimento aproximado de 6,2 km e uma área de bacia de aproximadamente 8,2km² (Figura 7).



Figura 7. Bacia Hidrográfica da Ribeira da Granja (Fonte: www.ribeirasdoporto.pt/Granja).

A Ribeira da Granja nasce nos Montes Caulinos, em Matosinhos, atravessa o Porto passando pelas freguesias de Paranhos, Ramalde e Lordelo do Ouro, e desagua no rio Douro, junto ao Jardim de António Calém. Segundo o Atlas do Ambiente, região onde se insere a bacia hidrográfica da ribeira da Granja, apresenta as seguintes características ambientais:

- Temperaturas médias: entre os 12,5 e 15°C;
- Precipitação média anual: superior a 100mm;
- Situa-se na zona ecológica (bioregião): SubAtlântica TermoSubAtlântica (ambiente serrano, com influências atlânticas);
- Fitoregião: Noroeste Ocidental.

A bacia hidrográfica da ribeira da Granja está inserido no denominado Maciço Antigo, constituído, essencialmente por rochas graníticas e xistosas da era primária e alguns depósitos quaternários.

Do ponto de vista biogeográfico e de acordo com Costa et al. (1998), a área de estudo encontra-se inserida na Região Eurosiberiana, Sub-região Atlântica-Medioeuropeia, Superprovincia Atlântica, Província Cantabro-Atlântica, Sector Galaico-Português e Subsector Miniense, apresentando um clima de influência atlântica, com amplitudes térmicas reduzidas e uma aridez estival pouco evidente (a precipitação compensa a evapotranspiração). Na área de estudo o terreno é de natureza granítica e existem importantes depósitos aluvionares, e entre as principais espécies da vegetação natural podemos destacar o carvalho-alvarinho (*Quercus robur*) e o sobreiro (*Quercus suber*).

A bacia hidrográfica desta ribeira ocupa 25% da área do concelho do Porto, com a extensão total de 6,2 km de linha de água, sendo que 80% se encontra canalizada. Apesar de esta ribeira estar entubada em quase toda a sua extensão, apresenta ainda vários troços a descoberto. Um deles fica localizado na freguesia de Lordelo do Ouro e outro em Ramalde.

Apesar das pressões significativas em muitos troços do curso de água (canais artificializados ou entubados que transportam águas residuais), nalguns locais persistem fragmentos de galeria ribeirinha arbórea com vegetação higrófila autóctone associada, tais como: amieiros (*Alnus glutinosa*), salgueiros (*Salix atrocinerea*) e choupos (*Populus alba*).

Do registo de ornitológico realizada nesta ribeira foram identificadas 19 espécimes de aves: Galinha-d'água (*Gallinula chloropus*), Narceja (*Gallinago gallinago*), Pombo-das-rochas (*Columba livia*), Coruja-das-torres (*Tyto alba*), Lavandisca-branca (*Motacilla alba*), Pisco (*Erithacus rubecula*), Rabiruivo (*Phoenicurus ochruros*), Melro (*Turdus merula*), Fuinha-dos-juncos (*Cisticola juncidis*), Toutinegra-de-barrete-preto (*Sylvia atricapilla*), Felosa (*Phylloscopus collybita*), Chapim-azul (*Cyanus caeruleus*), Chapim-real (*Parus major*), Gaio (*Garrulus glandarius*), Estorninho-preto (*Sturnus unicolor*), Pardal (*Passer domesticus*), Pardal-montês (*Passer montanus*), Tentilhão (*Fringilla coelebs*) e Pintassilgo (*Carduelis carduelis*).

Dada a altura do ano de amostragem - hibernação de anfíbios e répteis, baixa atividade insectívora e de morcegos - não foram identificadas as espécies correspondentes. Caso as condições ambientais melhorem, poderão ocorrer algumas espécies raras ou ameaçadas no contexto nacional e global, tais como: a salamandra-lusitânica (*Chioglossa lusitanica*), o tritão-palmado (*Triturus helveticus*), a rã-de-focinho-pontiagudo (*Discoglossus galganoi*) ou o sapo-de-unha-negra (*Pelobates cultripipes*), o lagarto-de-água (*Lacerta schreiberi*), o fura-pastos (*Chalcides striatus*), o licranço (*Anguis fragilis*) ou cobra-de-ferradura (*Coluber hippocrepis*). A presença de morcegos nesta área é praticamente certa, apesar de não se terem identificado elementos.

Os troços reabilitados, Ramalde e Viso, localizam-se na sua totalidade na área urbana da cidade do Porto, em que os terrenos adjacentes ao curso de água são privados. No Plano Diretor Municipal do Porto, o troço de Ramalde está classificado como “áreas verdes de espaço canal”, “proteção de espaços naturais” (carta de qualificação do solo);

Na carta de condicionantes surge como “leito de cheia”, “presumíveis antigos leitos de ribeiras em aquedutos de águas pluviais” e “linhas de água descobertas”; Na carta do património classifica-se como “espaço verde e imóvel de interesse patrimonial”. Ambos os troços não estão integrados na Reserva Ecológica Nacional ou Reserva Agrícola Nacional.

Na Figura 8, encontra-se identificado os troços de intervenção da ribeira da Granja e nas Figuras 9 e 10 apresenta-se fotos de técnicas de engenharia natural utilizadas nas das áreas intervencionadas.

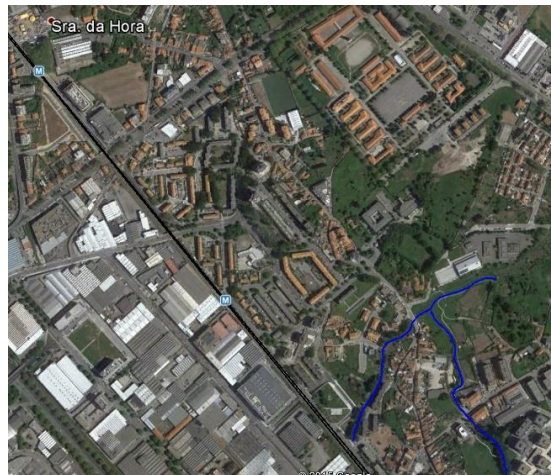


Figura 8. Troços da ribeira da Granja (Porto) englobados no projeto. Imagem do Google Earth 2015.



Figura 9. Ribeira da Granja (*cribwall*).



Figura 10. Ribeira da Granja (hidrossementeira).

1.2. Bacia do rio Uíma - “Projeto Parque das Ribeiras do Rio Uíma” - Santa Maria da Feira

O Rio Uíma é um afluente da margem esquerda do Rio Douro, no norte de Portugal Continental, possuindo uma bacia hidrográfica que ocupa uma área de cerca de 72 km². Este rio tem cerca de 30 Km de extensão, pouco profundo, não navegável e com caudal não regularizado.

Nasce a cerca de 350 m de altitude, no lugar de Duas Igrejas, Freguesia de Romariz, concelho de Santa Maria da Feira e conflui com o Douro a cerca de 10 m de altitude, a jusante da barragem de Crestuma-Lever, concelho de Vila Nova de Gaia, a cerca de 20 km da foz do Douro no Oceano Atlântico.

Os principais parâmetros climáticos da bacia do Uíma podem inferir-se dos valores de precipitação e temperatura registados na estação meteorológica da Serra do Pilar, em Vila Nova de Gaia, disponibilizados *on-line* pelo Instituto de Meteorologia (www.meteo.pt). Nesta estação, no período 1971-2000, a precipitação total média anual foi de 1253,5 mm, concentrada de novembro a janeiro (40,7% da precipitação total), com máximo mensal médio em dezembro. Os meses menos pluviosos são junho, julho e agosto (7,3% da precipitação total), com mínimo mensal médio em julho.

Quanto à temperatura do ar, os meses com média da temperatura máxima mais elevada são julho e agosto, sendo janeiro o mês com menor valor da média da temperatura

máxima e da média da temperatura mínima. Quanto às amplitudes médias mensais, calculadas como a diferença entre a média da temperatura máxima e a média da temperatura mínima, é em agosto que se regista maior amplitude térmica média (9,8° C), seguindo-se o mês de março (9,7° C). O mês com menor amplitude térmica é dezembro (7,6° C).

O substrato geológico em que a bacia do Uíma assenta é constituído por rochas do complexo xisto-grauváquico, de origem câmbrica e pré-câmbrica, atravessadas por faixas graníticas alcalinas de orogenia hercínica.

Do ponto de vista biogeográfico, a bacia do Uíma pertence à Província Cantabro-Atlântica da Região Eurosiberiana, Sector Galaico Português, Superdistrito Miniense Litoral, cuja vegetação climácica se supõe constituída por carvalhais mesotemperados e termotemperados dominados por carvalho-alvarinho (*Quercus robur*) enquadrados na associação fitossociológica *Rusco aculeati-Quercetum roboris* (Costa et al., 1998). Os bosques ripícolas remanescentes, constituídos por amieais de *Alnus glutinosa* e por salgueirais arbóreos de *Salix* spp., formam galerias marginais ou bosquetes em áreas paludosas periodicamente inundadas.

Toda a bacia hidrográfica apresenta uma elevada utilização humana, de matriz agropecuária e florestal, a que se sobrepõe uma malha urbana difusa e em expansão, e uma rede viária densa e intrincada. As atividades agropecuárias, as unidades industriais existentes e o parque habitacional produzem efluentes que são vertidos no rio Uíma, degradando a qualidade da água e alterando os ecossistemas aquáticos.

O estado atual da vegetação ripícola do rio Uíma, em termos estruturais e de fitodiversidade, reflete a pressão antropogénica a que tem sido sujeita: troços com uma galeria arbórea bem desenvolvida alternam com troços de vegetação ribeirinha degradada; e troços em que a regularização das margens foi feita com muros de pedra, onde se estabelecem comunidades vegetais hidrófilas e rupícolas, alternam com troços canalizados com estruturas em betão, em que os habitats ribeirinhos e aquáticos foram destruídos. Refira-se ainda o impacto das atividades realizadas nos espaços adjacentes às margens, nomeadamente as atividades agrícolas e silvícolas, que condicionam a estrutura e a composição da vegetação ribeirinha. Do registo da flora atual surgem as espécies como o amieiro (*Alnus glutinosa*), salgueiros (*Salix* spp.), lírio-amarelo-dos-pântanos (*Iris pseudacorus*), tabúia (*Typha latifolia*) e sabugueiro (*Sambucus nigra*) (AM Porto, CIBIO, 2009).

Outrora o rio Uíma era rico em trutas e outros peixes fluviais, atualmente a fauna piscícola é bastante reduzida, embora em franca recuperação e representa-se essencialmente pela enguia (*Anguilla anguilla*) e a boga do norte (*Chondrostoma duriensis*).

Nesta área os mamíferos encontram-se representados pela lontra (*Lutra lutra*) e pelo morcego anão (*Pipistrellus pipistrellus*). Dos répteis e anfíbios destaca-se: o tritão marmorado (*Triturus marmoratus*), o tritão-de-ventre-laranja (*Lissotriton boscai*), a salamandra-de-pintas- amarelas (*Salamandra salamandra*), a rã-ibérica (*Rana iberica*), a salamandra lusitânica (*Chioglossa lusitanica*), o sapo-comum (*Bufo bufo*), a cobra-de-água-viperina (*Natrix maura*), o fura-pastos (*Chalcides striatus*), o licranço (*Anguis*

fragillis), o lagarto-de-água (*Lacerta schreiber*), a lagartixa-do-mato (*Psammotromus algirus*) e a lagartixa-ibérica (*Podarcis hispanica*); A avifauna local é bastante diversificada entre outras espécies destaca-se: mergulhão-pequeno (*Tachybaptus ruficollis*), garça-real (*Ardea cinerea*), cegonha-branca (*Ixobrychus minutas*), pato-real (*Anas platyrhynchos*), águia-d'asa-redonda (*Buteo buteo*), frango-d'água (*Rallus aquaticus*), galinha-d'água (*Gallinula chloropus*), borrelho-pequeno-de-coleira (*Charadrius dubius*), cuco (*Cuculus canorus*), coruja-das-torres (*Tyto alba*), coruja-do-mato (*Strix aluco*), andorinhão-preto (*Apus apus*), guarda-rios (*Alcedo atthis*), poupa (*Upupa epops*), alvéola cinzenta (*Motacilla cinerea*), rouxinol bravo (*Cettia cetti*) entre outras. Quanto aos insetos faz-se referência à borboleta-pavão-diurno (*Inachis io*), dozelinhas (*Odonata zygoptera*), libelinhas (*Odonata anisoptera*) e pirlampos (*Luciola lusitanica*).

Os terrenos da margem do rio são na sua maioria privados. Integram Domínio Público Hídrico com diversas Infraestruturas privadas em diferentes estados de conservação. Ao longo do tramo, mas principalmente junto à foz do rio existem diversas zonas de plantação agrícola. Os terrenos adjacentes ao rio Uima inserem-se na Reserva Ecológica Nacional e, em menor extensão, na Reserva Agrícola Nacional.

Na Figura 11, encontra-se identificado o troço de intervenção do rio Uíma e nas Figuras 12 e 13 o registo fotográfico, referente a uma técnica de engenharia natural e tipologia de imobiliário do troço intervencionado.

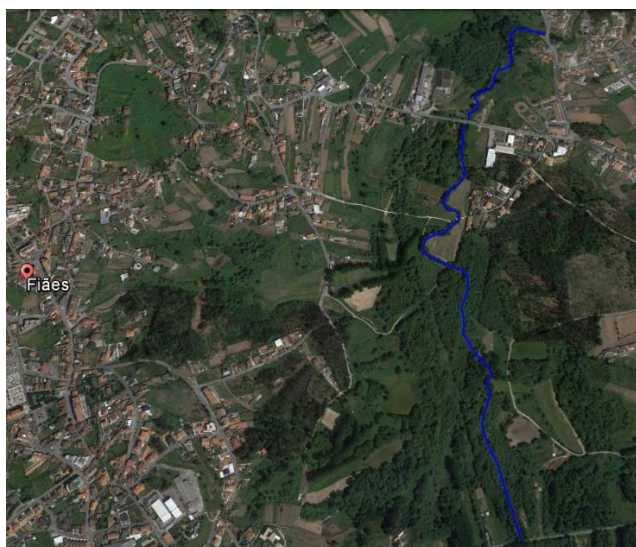


Figura 11. Troço do rio Uíma (Santa Maria da Feira) englobado no projeto. Imagem do Google Earth 2015.



Figura 12. Rio Uíma (técnica de entrançado vivo).



Figura 13. Rio Uíma (passadiço).

1.3. Bacia da ribeira de Carnide - “Reabilitação, limpeza e valorização da Ribeira de Carnide” - Pombal

A bacia hidrográfica da ribeira de Carnide ocupa uma área de cerca de 162,5 km² no concelho de Pombal, sendo esta a segunda maior bacia do concelho. Com uma extensão de 25 km, a ribeira de Carnide nasce na freguesia de Bidoeira de Cima, no concelho de Leiria e, seguindo a direção S-N desagua na margem esquerda do rio Mondego a uma altitude de cerca de 2m, atingindo um desnível máximo de cerca de 200m. A sua bacia hidrográfica recebe o contributo de várias ribeiras e valas, sendo que o seu leito se desenvolve sobre aluviões que se depositam sobre calcários, margas e argilas.

Segundo o Atlas do Ambiente esta região apresenta as seguintes características ambientais:

- Temperaturas médias: entre os 15 e 16°C;
- Precipitação média anual: 75 a 100 mm;
- Situa-se na zona ecológica (bioregião): Mediterrâneo Atlântica - Atlante mediterrânica (elevado grau de oceaneidade);
- Fitoregião: Centro - oeste arenoso.

Quanto ao clima característico, segundo informações presentes no site do Instituto Português de Meteorologia, este classifica-se como sendo temperado mediterrânico com inverno chuvoso e verão seco e pouco quente (Csb). Esta classificação provém da classificação de Köppen.

O concelho está inserido na bacia lusitaniana. A Bacia Lusitaniana é uma bacia sedimentar que se desenvolveu na Margem Ocidental Ibérica, durante parte do Mesozóico e a sua dinâmica enquadra-se no contexto da fragmentação da Pangeia, mais especificamente da abertura do Atlântico Norte (PDM-Pombal (2014) in Kullberg *et al*, 2006). Trata-se da única bacia das margens do Atlântico Norte, com extensa exposição superficial (PDM-Pombal (2014) in Kullberg *et al*, 2006).

A área de drenagem da ribeira de Carnide encontra-se na parte central do concelho de Pombal e desenvolve-se numa Bacia Terciária, com espessos depósitos Paleogénicos e Miocénicos, de origem continental, cobertos por um complexo Pliocénico, cuja base é marinha, fóssilífera, a parte média continental, e a parte superior com depósitos gresos-argilosos e conglomeráticos atribuídos ao Pliocénico Superior marinho, até mesmo ao Calabriano, limitados superiormente por uma plataforma que se desenvolve entre 120 e 170 m de altura. Os vales desta ribeira apresentam declives muito suaves (0 a 3%) sendo que a exposição solar apresenta uma direção N-S.

Quanto a vegetação atual são constituídas por séries de vegetação edafófila, cujas comunidades vegetais que as compõem, se desenvolvem em solos com propriedades hídricas particulares. Neste caso, séries edafohigrófilas, séries que se instalam ao longo dos cursos de água, sobre solos húmidos, sujeitas a fenómenos de inundação, aluviação e de erosão. Mais próximo da linha de água, ou mesmo dentro dela, encontram-se espécies típicas do amial (*Alnus glutinosa*), numa situação intermédia do salgueiral (*Salix* spp.) e, em solos raramente inundados, o freixial (*Fraxinus* spp.). Estas

espécies estão associadas às florestas-galerias de *Salix alba* e *Populus alba*, habitat 92A0, galerias ribeirinhas mediterrânicas dominadas por choupos (*Populus nigra* e *P. alba*) e/ou salgueiros (nomeadamente, *Salix alba* e *S. atrocinerea*).

A nível de fauna verifica-se a presença de espécies tais como a garça-pequena (*Egretta garzetta*), a garça-vermelha (*Ardea purpurea*), o pernilonga (*Himantopus himantopus*) e o guarda-rios (*Alcedo atthis*).

Os terrenos da margem do rio são na sua maioria privados. O uso do solo é essencialmente agrícola, tendo arrozais e cultivo de milho como as duas culturas dominantes, e florestal, caracterizado pela presença de espécies lenhosas como eucalipto (*Eucalyptus globus*), choupo negro (*Populus nigra*), pinheiro (*Pinus pinaster*), apresentando uma pequena parte mais urbana composta, essencialmente por estradas, pontes e pontões e algumas habitações.

As diferentes tipologias de ocupação de margens integram Domínio Público Hídrico com diversas em diferentes estados de conservação, salientando-se de uma forma geral margens artificializadas compostas por mota lateral com ou sem caminho definido, densa obstrução por silvados (*Rubus* spp.), quedas de árvore em pontos críticos na tipologia agrícola, pontos de grande dificuldade de acessibilidade à linha de água e presença significativa de plantas infestantes de porte arbóreo, acácias (*Acacia melanoxylon* e *A. delbata*) e canas (*Arundo donax*). Na proximidade das zonas edificadas verifica-se a presença de algumas descargas ilegais e construções na proximidade da linha de água.

Os fenómenos extremos, relacionados com ventos fortes e chuvas intensas, associados à falta de manutenção das linhas de água que conduziram à acumulação de material lenhoso nas margens e no leito do rio, provocando um nível elevado de obstrução do canal, terão estado na origem de vários incidentes registados ao longo da ribeira, desde roturas de margens e motas, destruição de caminhos e inundações de campos agrícolas.

Na Figura 14, encontra-se identificado o troço de intervenção da ribeira de Carnide e nas Figuras 15 e 16 fotografias da área intervencionada.

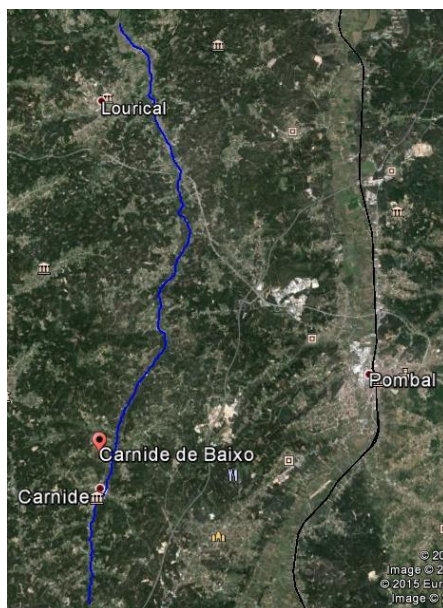


Figura 14. Troço da ribeira da Carnide (Pombal) englobado no projeto. Imagem do Google Earth 2015.



Figura 15. Ribeira de Carnide (construção de micro-açude).

Figura 16. Ribeira de Carnide (após remoção de silvados (*Rubus* sp.)).

1.4. Classificação dos diferentes parâmetros avaliados

De seguida apresenta-se a tabela indicativa do grau de presença dos parâmetros avaliados para as três áreas dos cursos de água revitalizados (Tabela 2).

Tabela 2: Tabela de comparação das diferentes características das áreas de intervenção (ausente: 0; presente: 1; bem desenvolvido: 2).

Local	Hidrologia	Geomorfologia	Geologia	Flora	Ecologia	Fauna	Titularidade das terras	Expropriações	Aquisição de terrenos	Demolições
Granja	2	2	2	1	0	2	2	0	0	2
Uíma	2	2	2	2	0	2	2	0	1	0
Carnide	2	2	2	1	0	1	2	0	0	0

1.5. Comparação de dados bioclimáticos

Na Tabela 3, apresentam-se resumo das principais características bioclimáticas do rio Jacaré (Brasil) e das três ribeiras portuguesas em estudo.

Tabela 3: Resumo de dados bioclimáticos das áreas de intervenção.

Linha de Água	Sistema Ambiental					
	Comprimento (km)	Temperatura (°C)	Precipitação média anual (mm)	Bioregião	Fitoregião	Clima
Rio Jacaré	5,9	22,6	1093	Mata Atlântica	Floresta ombrófila densa	Tropical semi-húmido
Ribeira da Granja	6,2	15	100	SubAtlântica TermoSubAtlântica	Noroeste Ocidental	Temperado mediterrânico
Rio Uíma	22	16	85	SubAtlântica TermoSubAtlântica	Noroeste Ocidental	Temperado mediterrânico
Ribeira de Carnide	25	15	75	Mediterrâneo Atlântica - Atlante mediterrânica	Centro - oeste arenoso	Temperado mediterrânico

População residente e usos do solo

Apresenta-se na Tabela 4, as populações residentes nos locais de intervenção (segundo os Censos de 2011), assim como, os diferentes usos do solo, em comparação com os dados fornecidos para a área de intervenção no rio Jacaré.

Tabela 4: População residente e usos do solo para as diferentes áreas de intervenção.

Localidade	População residente	Usos do solo
Rio Jacaré	487 562 Habitantes (dados 2010)	Na área envolvente à área de intervenção, encontram-se zonas classificadas como áreas de proteção permanente (APP), áreas especiais de interesse social (AEIS) e zonas de ocupação urbana.

Stª Maria da Feira	139 313 Habitantes (CENSOS 2011)	A área envolvida no projeto encontra-se classificada, maioritariamente como zona agrícola, e ainda como Espaço Urbano de Baixa Densidade Urbanizável e Espaço Residencial Nível III Urbanizado (Plano Diretor Municipal de St.ª Maria da Feira).
Porto	237 591 Habitantes (CENSOS 2011)	A área relativa ao projeto encontra-se classificada como Área Verde de Utilização Pública inserida nos Solos Afetos à Estrutura Ecológica.
Carnide	19 218 Habitantes (CENSOS 2011)	A área relativa ao projeto está inserida no Espaço Agrícola de Produção, Espaço de Uso Múltiplo Agrícola e Florestal Tipo II, Espaço Florestal de Conservação, Espaço Urbano de Baixa Densidade.

Situação ambiental - usos dos recursos ambientais e níveis de poluição

1. Ribeira da Granja

Os níveis de poluição nesta ribeira (dados de 2006) encontravam-se classificados como “V-muito mau” quanto aos parâmetros físico-químicos/bacteriológicos (coliformes totais, fecais e enterococos fecais) e como “V – muito mau” relativamente aos parâmetros ecológicos incluídos na análise da qualidade da água. Relativamente ao nível de poluição antrópica, a classificação obtida foi de “V – muito mau”. O IRR em 2006 foi classificado como “V- muito mau” neste rio.

De 2006 para 2015, a ribeira da Granja subiu a sua classificação geral para “III-medíocre” (dados de 2015). Neste ano, relativamente aos parâmetros físico-químicos/bacteriológicos (coliformes totais, fecais e enterococos fecais) e ecológicos incluídos na análise da qualidade da água, a classificação obtida foi de “III – medíocre” e relativamente à poluição antrópica obteve a classificação “III – medíocre”.

O uso dos recursos ambientais nesta ribeira foca-se, essencialmente, em atividades de lazer.

2. Rio Uíma

Os níveis de poluição neste rio (dados de 2006) encontravam-se classificados como “III-medíocre” quanto aos parâmetros físico-químicos/bacteriológicos (coliformes totais, fecais e enterococos fecais) e como “IV – mau” relativamente aos parâmetros ecológicos incluídos na análise da qualidade da água. Relativamente ao nível de poluição antrópica, a classificação obtida foi de “IV - mau”. O IRR em 2006 foi classificado como “V- muito mau” neste rio.

De 2006 para 2015, o rio Uíma subiu a sua classificação geral para “III- medíocre” (dados de 2015). Neste ano, relativamente aos parâmetros físico-químicos/bacteriológicos (coliformes totais, fecais e enterococos fecais) e ecológicos incluídos na análise da qualidade da água, a classificação obtida foi de “III – medíocre “ e relativamente à poluição antrópica obteve a classificação “II – bom”.

O uso dos recursos ambientais neste rio focam-se, essencialmente em atividades de rega, lazer, moinhos, pedagógico e industria.

3. Ribeira de Carnide

Os níveis de poluição nesta ribeira (dados de 2014) encontravam-se classificados como “III-medíocre” e como “III-medíocre” relativamente aos parâmetros ecológicos inclusos na análise da qualidade da água. Relativamente ao nível de poluição antrópica, a classificação obtida foi de “III-medíocre”. O IRR em 2014 foi classificado como “IV-mau” neste rio.

De 2014 para 2016, a ribeira de Carnide subiu a sua classificação geral para “III-medíocre” (dados de 2016). Neste ano, relativamente aos parâmetros físico-químicos/bacteriológicos (coliformes totais, fecais e enterococos fecais) teve a classificação de “III- medíocre” e os ecológicos inclusos na análise da qualidade da água a classificação de “III- medíocre”. Relativamente à poluição antrópica obteve-se a classificação “II – bom”.

Os usos dos recursos ambientais nesta ribeira focam-se, essencialmente em atividades de rega (para fins agrícolas, especialmente horticultura e produção de arroz/milho) e silvicultura.

4. Comparação da qualidade da água

A avaliação da qualidade da água é efetuada através do Índice de Reabilitação de Rios (IRR) que avalia cada componente de 1 a 5 segundo a escala: I – ótimo; II- bom; III-medíocre; IV- mau; V- muito mau. Nas Tabelas 5, 6 e 7 apresenta as classificações da qualidade da água para as diferentes áreas intervencionadas, onde foram incluídos os dados fornecidos para o rio Jacaré.

Tabela 5: Significado dos índices bióticos segundo a classe e a cor correspondente à qualidade da água superficial.

CLASSE	Índice Biótico	Significado	Cor
I	9, 10	Águas muito limpas; Águas não contaminadas ou pouco alteradas	Azul
II	7, 8	Com alguns ou ligeiros efeitos de contaminação	Verde
III	5, 6	Águas contaminadas	Amarelo
IV	3, 4	Águas muito contaminadas	Laranja

V	0, 1, 2	Águas fortemente contaminadas	Vermelho
---	---------	-------------------------------	----------

Tabela 6: Classificação e1- Poluição (IRR).

Ano Linha de Água	2006	2010	2014	2015	2016
	Rio Jacaré	Sem dados	Sem dados	Sem dados	5
Ribeira da Granja	5	4	Sem dados	3	Sem dados
Rio Uíma	4	3	Sem dados	2	Sem dados
Ribeira de Carnide	Sem dados	Sem dados	3	Sem dados	2

Tabela 7: Evolução das Avaliações da Qualidade da Água.

Ano Linha de Água	2006	2010	2014	2015	2016
	Rio Jacaré	Sem dados	Sem dados	Sem dados	5?
Ribeira da Granja	5	5	Sem dados	4	Sem dados
Rio Uíma	5	4	Sem dados	3	Sem dados
Ribeira de Carnide	Sem dados	Sem dados	4		3

Organização da sociedade civil local e procedimentos de atuação do poder público

1. Ribeira da Granja

Cooperando na salvaguarda desta ribeira existem entidades públicas como a Junta de Freguesia de Ramalde que contribui para a implementação do projeto de reabilitação e teve o apoio do *Projeto Rios*, com envolvimento do Agrupamento de Escolas do Viso.

A coordenação da implementação e manutenção do projeto foi da responsabilidade das Águas do Porto (Empresa Municipal do Porto). O plano de manutenção foi elaborado por uma empresa subcontratada que desenvolveu as seguintes ações: plantação, retanchar, cortes seletivos e poda de formação de árvores e arbustos realizados periodicamente, substituição de equipamentos danificados e manutenção das técnicas de engenharia natural.

2. Rio Uíma

Envolvidos na proteção do rio Uíma contribuíram a Junta de Freguesia de Fiães, a Associação de Professores e uma Associação Cultural, sendo que a implementação do projeto requalificação teve o apoio *Projeto Rios*, com envolvimento da Escola

Secundária de Fiães.

A implementação e manutenção do projeto foi da responsabilidade do Município de Santa Maria da Feira. O plano de manutenção foi elaborado por uma empresa subcontratada para desenvolver as seguintes ações: plantação, retanchar, cortes seletivos e poda de formação de árvores e arbustos realizados periodicamente, substituição de equipamentos danificados, manutenção de percursos pedonais e manutenção das técnicas de engenharia natural.

3. Ribeira de Carnide

Envolvidos na proteção da ribeira de Carnide estiveram as Juntas de Freguesia de Pombal, Louriçal, Carnide, Guia, Ilha, Mata Mourisca e Almagreira, sendo que a implementação do projeto reabilitação teve o apoio do *Projeto Rios*, com envolvimento do agrupamento de Escuteiros do Louriçal e Agrupamento Vertical do Louriçal.

A implementação e manutenção do projeto foi da responsabilidade do Município de Pombal. Foi elaborado um plano de manutenção, com uma empresa subcontratada que desenvolveu as seguintes ações: plantação, retanchar e manutenção das técnicas de engenharia natural.

4. Entidades e associações envolvidas

De seguida apresenta-se na tabela os agentes promotores do projeto de requalificação dos três cursos de água em estudo (Tabela 8).

Tabela 8: Tabela de síntese das entidades e associações locais, responsáveis pela implementação e manutenção da intervenção.

Localidade	Entidades e associações locais	Implementação e manutenção
Porto	Junta de Freguesia de Ramalde	Projeto Rios, Agrupamento de Escolas do Viso, Águas do Porto
Stª Maria da Feira	Junta de Freguesia de Fiães, Associação de Professores e uma Associação Cultural	Projeto Rios, Escola Secundária de Fiães, Município de Santa Maria da Feira
Carnide	Juntas de Freguesia de Pombal (seis)	Projeto Rios, Escuteiros do Louriçal, Agrupamento Vertical do Louriçal, Município de Pombal

Fator gerador do trabalho de renaturalização

No ano 2000 foi aprovada a DQA (que em 2005 foi transposta para direito interno pela Lei 58/2005), que tem como objetivo a proteção do ambiente aquático prevenindo a deterioração do seu estado (Ecológico e Químico); proteger, melhorar e recuperar

todos os meios hídricos com o objetivo de alcançar o bom estado; reduzir progressivamente a poluição causada por substâncias prioritárias e eliminar as emissões, descargas e perdas de substâncias prioritárias perigosas.

Na ribeira da Granja a entidade responsável pela proposta de renaturalização foi a Águas do Porto, no rio Uíma proposta de renaturalização foi do Município de Santa Maria da Feira e na ribeira de Carnide a proposta de renaturalização foi do Município de Pombal.

A Tabela 9 refere-se de forma sucinta as entidades responsáveis pelos projetos de requalificação e o enquadramento legal.

Tabela 9: Responsáveis pelos projetos e motivos da renaturalização (legais).

Localidade	Responsável pelo projeto	Motivos
Porto	Águas do Porto	Lei 58/2005 e DQA
Stª Maria da Feira	Município de Santa Maria da Feira	Lei 58/2005 e DQA
Carnide	Município de Pombal	Lei 58/2005 e DQA

Instituições responsáveis pelos estudos, implantação e avaliação do projeto

Na Tabela 10, apresentam-se esquematizadas as instituições responsáveis pelas intervenções de requalificação.

Tabela 10: Instituições responsáveis pelas intervenções nas diferentes fases.

Local	Estudo	Implantação	Avaliação do projeto
Ribeira da Granja	Águas do Porto	Águas do Porto (acompanhada pela Engenho e Rio Unipessoal Lda)	Águas do Porto
Rio Uíma	Câmara Municipal de Stª Mª da Feira	Câmara Municipal de Stª Mª da Feira (acompanhada pela Engenho e Rio Unipessoal Lda)	Câmara Municipal de Stª Mª da Feira
Ribeira de Carnide	Engenho e Rio Unip. Lda.	Marvão Máquinas (acompanhada pela Engenho e Rio Unipessoal Lda)	Município de pombal e Engenho e Rio Unipessoal Lda (consultoria)

Etapas do planejamento e da implantação do projeto de renaturalização e respectivos custos

Ribeira da Granja

Reabilitação do leito e margens das ribeiras a céu aberto e reperfilamento do seu traçado nas zonas críticas e em troços entubados, devolvendo as linhas de água à população e ao meio ambiente. A participação e envolvimento da população, na definição da solução de reabilitação é fundamental para o sucesso desta etapa de atuação.

De acordo com os troços a intervencionar, foram definidas, neste projeto, 3 fases de implementação, com os seguintes montantes (perfazendo um total de 700 000€):

Fase 1: Troço do Viso da Ribeira da Granja – 300 000€

Fase 2: Troço da Quinta do Rio da Ribeira da Granja - 200 000€ Fase 3: Troço de Ramalde do Meio da Ribeira da Granja – 200 000€

Rio Uíma

A reabilitação consistiu no melhoramento do leito e margens do curso de água, com intervenções que passaram pela estabilização de margens, controle de espécies vegetais invasoras, plantação e colocação de mobiliário e painéis informativos, ente outras que se descreve par as duas etapas do projeto:

1ª Fase:

- Cortes de silvados;
- Limpeza e desobstrução da vegetação na linha de água;
- Construção do passadiço;
- Plantação de árvores autóctones;
- Estabilização de margens;
- Educação e sensibilização ambiental promovendo a flora e fauna existentes.

2ª Fase:

- Plantação de árvores autóctones nas áreas mais suscetíveis a erosão;
- Controlo de plantas invasoras;
- Cortes e podas, para realizar limpeza e desobstrução da vegetação na linha de água;
- Educação e sensibilização ambiental promovendo a flora e fauna existentes;
- Modelação das margens;
- Estabilização das margens mais afetadas pela erosão;
- Colocação de painéis informativos;
- Manutenção das tarefas realizadas na 1ª fase.

O projeto de reabilitação do rio Uíma representa um investimento global de cerca de

800 000€, e tem uma comparticipação de 85% de fundos comunitários.

Ribeira de Carnide

O projeto para a ribeira de Carnide desenvolveu-se numa única fase que englobou as ações de intervenção:

1ª Fase:

- Corte e limpeza de silvados;
- Corte seletivo e limpeza de canavial;
- Corte seletivo e limpeza de acácias;
- Corte seletivo, poda de formação (árvores e arbustos);
- Remoção de material lenhoso (leito e margens);
- Remoção de resíduos domésticos e entulhos;
- Estabilização de margens;
- Construção de micro e mini-açude;
- Criação de bacias de retenção;
- Promoção da Participação Pública e sensibilização ambiental.

Após o levantamento e medições feitas no local onde se vão realizar as obras estima-se que o custo da empreitada seja de 92 000€.

Tabela de comparação de custos

De seguida apresenta-se a tabela de comparação dos custos inerentes às intervenções realizadas em cada um dos cursos de água (Tabela 11).

Tabela 11: Tabela de comparação do número de fases e respetivos custos nas diferentes intervenções.

Local	N.º de fases	Custo (€)
Granja	3	1ª Fase: 300 000 2ª Fase: 200 000 3ª Fase: 200 000 (Total de: 700 000)
Uíma	2	800 000 (85% fundos comunitários)
Carnide	1	92 000

Detalhamento do Projeto de Renaturalização, especificando as atividades e os materiais utilizados nas vertentes da engenharia, da despoluição das águas, da recuperação da biota dos ecossistemas, do envolvimento da população local, da atuação institucional

Ribeira da Granja

As atividades de requalificação da ribeira da Granja visaram na 1ª fase, a implementação das técnicas de engenharia natural: muro vivo, colchão reno, gabiões vivos, enrocamento vivo e entrançado vivo. Na fase 2, foi efetuada uma bacia de retenção e na 3ª fase, concretizou a realização de charco e o enrocamento. Em todas as fases foram realizados desentubamentos.

Relativamente à estabilização de margens foram utilizados materiais como roçadora, herbicidas sistêmicos (glifosato), tesouras de poda, machados, retroescavadoras/tratores, rochas médias, troncos de árvores, manta de fibra de cocô e diversas espécies de flora autóctone na execução das diferentes técnicas de engenharia natural.

Quanto à despoluição das águas, foi feita a identificação de infratores e pontos de poluição, sendo posteriormente, removido o lixo, entulhos e/ou troncos de árvores.

A recuperação da biota dos ecossistemas fez-se através de plantações, controlo de invasoras e aplicação de técnicas de engenharia natural, favorecendo a recuperação dos ecossistemas ribeirinhos. O aumento da diversidade de habitats, através da construção de um charco, colocação de pedras e troncos promoveu a criação de nichos para abrigo, alimentação e reprodução da fauna local.

O envolvimento da população local foi realizada, através de apresentação pública do projeto, antes do início da obra. Durante a empreitada, foram realizadas várias palestras explicativas do projeto e posteriormente, foi feito um convite a todos os interessados a integrarem nos trabalhos de requalificação da ribeira da Granja, no âmbito Projeto Rios.

De seguida elenca-se as entidades institucionais e particulares que integraram o projeto de requalificação:

- APA;
- ARH Norte;
- Município do Porto;
- Águas do Porto (dono da obra);
- Proprietários dos terrenos adjacentes ao curso de água.

Rio Uíma

No rio Uíma as ações de valorização consistiram na 1ª fase na limpeza e desobstrução da vegetação presente no leito de cheia, plantação de árvores autóctones, construção do passadiço, modelação de margens e realizaram-se também, sessões de educação e sensibilização ambiental para a promoção da biodiversidade do ecossistema ribeirinho. Relativamente à fase 2, as atividades efetuadas compreenderam a plantação de árvores autóctones nas áreas mais suscetíveis à erosão, controlo de espécies lenhosas invasoras, estabilização das margens, através de técnicas de engenharia natural (entrançado vivo, muro vivo, faxinas vivas, manta de fibra de cocô, gabiões vivos, estacaria, construção de charco, mini açudes, defletor de madeira), colocação de

painéis informativos, sessões de educação e sensibilização ambiental e manutenção das tarefas realizadas na fase 1.

No projeto do rio Uíma, na estabilização de margens e durante implementação das técnicas de engenharia natural, foram utilizados materiais como roçadora, herbicidas sistêmicos (glifosato), tesouras de poda, machados, retroescavadoras/tratores, rochas médias e pequenas, troncos e estacas de árvores, manta de fibra de cocô, pregos/cavilhas, corda de sisal e árvores e arbustos autóctones.

Quanto à despoluição das águas, foi feita identificação de infratores e pontos de poluição, sendo posteriormente, removido o lixo, entulhos e/ou troncos de árvores.

A recuperação da biota dos ecossistemas fez-se através de plantações, controlo de invasoras e aplicação de técnicas de engenharia natural, beneficiando a recuperação dos ecossistemas ribeirinhos, bem como a construção de um charco e colocação de pedras e troncos que favoreceu a criação de micro-habitat para os animais silvestres desta zona.

O envolvimento da população local foi realizado através de apresentação pública do projeto antes da obra, durante a empreitada foram realizadas comunicações e posteriormente foi proposto se juntaram aos trabalhos de requalificação, em colaboração com o Projeto Rios. Neste projeto, destaca-se o envolvimento da população nas diversas ações de plantação de espécies autóctones.

De seguida enumera-se as entidades públicas e privados inseridos no projeto de requalificação do rio Uíma:

- APA;
- ARH Norte;
- Município de Santa Maria da Feira;
- Proprietários dos terrenos adjacentes ao curso de água (expropriação de terrenos).

Ribeira de Carnide

As atividades requalificação da ribeira de Carnide na 1ª fase deste projeto, foram essencialmente de limpeza e desobstrução da vegetação exótica e invasora, corte seletivo/poda de formação, remoção de resíduos domésticos e entulhos, estabilização de margens, construção de micro/mini açudes e bacias de retenção. Decorreram também, sessões de sensibilização ambiental para a promoção da biodiversidade, assim como, promoção da participação pública.

No projeto da ribeira de Carnide, na estabilização de margens recorrendo às técnicas de engenharia natural utilizou-se materiais como: roçadora, herbicidas sistêmicos (glifosato), tesouras de poda, machados, retroescavadoras/tratores, pedras de grandes dimensões (enrocamento), estacas de plantas autóctones (previstas 1000 estacas) e geotêxtil.

Quanto à despoluição das águas, foi feita identificação de infratores e pontos de poluição, sendo posteriormente, removido o lixo, entulhos e/ou troncos de árvores.

A recuperação da biota dos ecossistemas fez-se através de plantações por estacaria de salgueiros (*Salix spp.*), controlo de exóticas e invasoras e aplicação de técnicas de engenharia natural, promovendo a recuperação dos ecossistemas ribeirinhos. Houve também colocação de pedras e troncos de madeira de maneira criando condições de habitat para a fauna fluvial.

O envolvimento da população local foi realizado através de apresentação pública do projeto, antes da obra, e durante a empreitada foram concretizadas várias apresentações públicas, onde foram convidados todos os presentes integrar no projeto de requalificação da ribeira de Carnide, conjuntamente com o Projeto Rios. Refere-se ainda, o empenhamento da população local nas ações de plantação de espécies autóctones.

Das entidades institucionais e particulares envolvidos no projeto de valorização da ribeira de Carnide elenca-se:

- APA;
- ARH Centro;
- Município de Pombal (edital, projeto e obra);
- Proprietários (cedência de passagem e obra).

Técnicas de valorização fluvial aplicadas nos diferentes projetos

Na Tabela 12, apresenta-se um resumo dos pontos abordados nos subcapítulos anteriores, sendo que as técnicas de engenharia natural utilizadas nos diferentes projetos podem ser consultadas em anexo em formato fotográfico (Anexo II).

Tabela 12: Tabela de comparação dos projetos de renaturalização apresentados.

	Ribeira da Granja	Rio Uíma	Ribeira de Carnide
Técnicas de engenharia natural utilizadas			
Colchão Reno	x		
Enrocamento vivo	x	x	x
Entrançado	x	x	
Muro vivo	x	x	
Manta de fibra de cocô	x	x	
Bacia de retenção	x		x
Gabião vivo	x	x	
Estacaria viva		x	x
Plantações de árvores e arbustos	x	x	x
Faxinas vivas		x	x
Entrançado vivo	x	x	x
Construção de micro e mini açudes	x	x	x
Construção de charco	x	x	

Construção de ilha	x		
	Ribeira da Granja	Rio Uíma	Ribeira de Carnide
Atuação institucional			
Águas do Porto	x		
APA	x	x	x
ARH Norte	x	x	
ARH Centro			x
Município	x	x	x
Proprietários	x	x	x
Despoluição das águas			
Identificação de infratores/pontos de poluição (remoção de lixo)	x	x	x
Recuperação da biota			
Plantação por estacaria	x	x	X
Controlo de invasoras	x	x	X
Técnicas de Engenharia Natural	x	x	x
Criação de nichos	x	x	x
Criação de charco	x	x	
Envolvimento da população local			
Apresentação pública do projeto	x	x	x
Comunicações	x	x	x
Projeto Rios	x	x	x
Plantação de autóctones		x	x

Principais lições aprendidas

Da experiência com os diferentes projetos de requalificação dos cursos de água em estudo, permitiu a elaboração de uma matriz de análise Swot, definindo para cada projeto e etapas de execução os pontos fortes e oportunidades, bem como pontos fracos e ameaças ocorridas.

Ribeira da Granja

Ao longo do desenvolvimento do projeto na ribeira da Granja, foram caracterizados os fatores internos (pontos fortes e fracos) e fatores externos (oportunidades e ameaças), descritos na Tabela 13.

Tabela 13: Análise Swot (Ribeira da Granja).

Fase de Caracterização

<p>Pontos Fortes:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Sensibilização para a gestão do espaço em situação de cheia aos proprietários de terrenos adjacentes; ✓ Junção de entidades públicas e privadas, através de ações de divulgação do projeto partilhando ideias e soluções sobre a mesma temática os cursos de água; ✓ Reconhecimento (equipa técnica, entidades públicas e população) dos principais problemas associados à linha de água. 	<p>Pontos Fracos:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Elevada quantidade de resíduos e entulhos na margem de um proprietário; ✓ Elevado número de árvores mortas no leito do rio; ✓ Forte impermeabilização da bacia hidrográfica; ✓ Presença de invasoras nas margens do curso de água; ✓ Erosão marginal; ✓ Forte perturbação na linha de água devido à desadequada utilização do domínio público hídrico.
<p>Oportunidades:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Proprietários descontentes com as cheias; ✓ Realização um acordo com proprietários para retirar os resíduos e aumentar o espaço da ribeira para funções hidráulicas e ecológicas, permite sensibiliza-los através da ação para manutenção destes espaços em boas 	<p>Ameaças:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Forte índice de edifícios em leito de cheia; ✓ Pressão urbanística sobre o meio hídrico; ✓ Desconhecimento da importância ecológica dos ecossistemas ribeirinhos.
Fase de Intervenção	
<p>Pontos Fortes:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ A quando da remoção dos silvados, colocaram-se telas proteção paisagista nos terrenos privados; ✓ Realizou-se um evento de Educação Ambiental com múltiplas atividades e com o envolvimento de mais de 400 alunos de vários níveis escolares do Agrupamento Vertical do Viso 	<p>Pontos Fracos:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Forte degradação dos recursos naturais do curso de água; ✓ Forte artificialização das margens e leito da ribeira.
<ul style="list-style-type: none"> ✓ Alguns proprietários cederam terreno para hortas comunitárias e manutenção das obras realizadas. 	

<p>Oportunidades:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Presença intensiva de silvados; ✓ Os técnicos e a empresa gestora das águas pluviais foram envolvidas na minimização dos problemas (que ainda se encontra em resolução, tendo sido melhorada a elevatória). ✓ Observaram-se alunos curiosos relativamente às obras em curso; 	<p>Ameaças:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Adiamento das intervenções de requalificação, devido a condições climáticas; ✓ Durante o período de obras, observaram-se descargas do município limítrofe.
Fase de Monitorização	
<p>Pontos Fortes:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Valorização dos terrenos próximos do curso de água; ✓ Frequência de pessoas aumentou nos locais intervencionados, reduzindo problemas de segurança locais e promovendo a fiscalização do meio hídrico; ✓ Melhoria da qualidade da água; ✓ Segundo a avaliação IRR houve melhoria em todos os pontos avaliados. 	<p>Pontos Fracos:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Resíduos que continuam a chegar ao leito da ribeira; ✓ Detetaram-se ligações de saneamento diretamente ligadas à ribeira.
<p>Oportunidades:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Realizou-se uma campanha porta a porta para detetar infratores e sensibilizar para as ligações corretas à rede de saneamento. Foram realizadas 5 novas ligações à rede de saneamento. 	<p>Ameaças:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Descargas de efluentes ilegais de origem doméstica e industrial (existe um plano de identificação de infrações e atuação para resolver a problemática).

Rio Uíma

Ao longo do desenvolvimento do projeto neste rio foram caracterizados os fatores internos (pontos fortes e fracos) e fatores externos (oportunidades e ameaças), descritos na Tabela 14.

Tabela 14: Análise Swot (Rio Uíma).

Fase de Caracterização	
<p>Pontos Fortes:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Zona de elevada diversidade florística e faunística; ✓ Ações de divulgação do projeto abertas à população permitindo o reconhecimento dos valores naturais inerentes à zona; ✓ Aproximação das entidades públicas e privadas com partilha de experiências transversais para a temática rios; ✓ Reconhecimento (equipa técnica, entidades públicas e população) dos principais problemas associados à linha de água. 	<p>Pontos Fracos:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Elevado número de proprietários marginais; ✓ Dificuldade em identificar os infratores de poluição pontual; ✓ Elevado número de árvores mortas no leito do rio; ✓ Presença de invasoras nas margens do curso de água; ✓ Utilização excessiva das margens do curso de água.
<p>Oportunidades:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Excessiva densidade vegetal inicial; ✓ Zona de maior proximidade à linha de água ser essencialmente agrícola e florestal; ✓ Valorização social, através da criação de zonas de amenidade e lazer ligadas por percursos pedonais, que proporcionem a descoberta e a observação dos sistemas naturais; ✓ Articulação das ações de requalificação ligadas ao rio Uíma, intervenções noutros municípios da área Metropolitana do Porto. 	<p>Ameaças:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Desconhecimento da importância ecológica dos ecossistemas ribeirinhos; ✓ Elevado número de fontes de poluição difusa provenientes dos sistemas agrícolas adjacentes.
Fase de Intervenção	

<p>Pontos Fortes:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Criação de um espaço de lazer e desporto muito frequentando, até então não existente; ✓ Elevada participação pública em seções de esclarecimento de dúvidas, com intervenção ativa da população e ações de reabilitação elevada adesão pública (plantação de espécies autóctones); ✓ Espaços diversificados a nível das condições de encharcamento do solo, o que permitiu instalar diversas comunidades florísticas. 	<p>Pontos Fracos:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Conflitos com alguns proprietários das áreas adjacentes ao projeto, com intervenções danosas para os espaços marginais do curso de água; ✓ Cortes excessivos de vegetação, inclusive da vegetação autóctone.
<p>Oportunidades:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Área inundável no inverno. 	<p>Ameaças:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Descoordenação institucional; ✓ Divergências da Rede Elétrica Nacional e Rede de Distribuição de Gás Natural.
Fase de Monotorização	
<p>Pontos Fortes:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Aumento significativo do coberto vegetal autóctone; ✓ Aumento significativo de espécies de fauna locais habitantes e migratórias; ✓ Aumento dos turistas nacionais e internacionais á localidade, devido a construção do parque; ✓ Início do plano de manutenção; ✓ Segundo a avaliação IRR ouve melhoria em todos os pontos avaliados. 	<p>Pontos Fracos:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Estima-se que cerca de 50% da estacaria sem sucesso, devido a causas naturais ou cortes acidentais durante as ações de limpezas, em fase de manutenção; ✓ A técnica de engenharia natural muro vivo, sofreu alguma erosão, no primeiro dia após construção, devido a à elevada precipitação que ocorreu e que levou a cheias.
<p>Oportunidades:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Participação ativa do munícipe de Santa Maria da Feira, com envolvimento dos técnicos afetos a essa entidade. 	<p>Ameaças:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ A qualidade da água não registou melhorias, pois continua-se a observar descargas no leito do rio; ✓ Dificuldade em identificar os infratores de poluição pontual.

Ribeira de Carnide

Ao longo do desenvolvimento do projeto na ribeira de Carnide foram caracterizados os fatores internos (pontos fortes e fracos) e fatores externos (oportunidades e ameaças), descritos na Tabela 15.

Tabela 15: Análise Swot (Ribeira de Carnide).

Fase de Caracterização	
<p>Pontos Fortes:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Caracterização de toda a linha de água por reportagem fotográfica; ✓ Levantamento e projeto realizado por uma equipa multidisciplinar adaptada; ✓ Concretização de um projeto multidisciplinar e com componentes hidráulicas, ecológicas e sociais, com processo de envolvimento de proprietários e população em geral; ✓ Ações de divulgação do projeto abertas à população, permitindo o reconhecimento dos valores naturais inerentes à zona; ✓ Aproximação das entidades públicas e privadas com partilha de experiencias transversais para a temática rios; ✓ Reconhecimento (equipa técnica, entidades públicas e população) dos principais problemas associados à linha de água. 	<p>Pontos Fracos:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Identificação de problemas de erosão e descargas poluentes; ✓ Contaminação pontual da massa de água que dificultaram a caracterização do rio; ✓ Dificuldade em identificar os infratores de poluição pontual; ✓ Presença de invasoras nas margens do curso de água; ✓ Utilização excessiva das margens do curso de água.
<p>Oportunidades:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Dificuldade no acesso ao rio pela grande declive de margens e silvados, permite resguardo de certos locais à presença Humana; ✓ Valorização social, através da criação de zonas de amenidade e lazer ligadas por percursos pedonais, que proporcionem a descoberta e a observação dos sistemas naturais. 	<p>Ameaças:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Condições climatéricas (por ser inverno); ✓ Não houve possibilidade de contratar equipas especializadas para caracterização da fauna e ecossistemas; ✓ Desconhecimento da importância ecológica dos ecossistemas ribeirinhos.
Fase de Intervenção	

<p>Pontos Fortes:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Envolvimento dos proprietários ao longo de todo o processo; ✓ Melhoramento do coberto vegetal autóctone; ✓ Melhoramento de acessos pedonais para a população e proprietários dos terrenos adjacentes. 	<p>Pontos Fracos:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Presença de poços de água no leito e margens do rio, dificultando o trabalho com recursos mecanizados; ✓ Aumento do número de problemas identificados à medida que se ia avançando com a intervenção, camuflados pelos densa vegetação; ✓ Excessiva vegetação invasora.
<p>Oportunidades:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Zonas de acesso difícil ao rio, podendo ser valorizadas com espécies vegetais ribeirinhas raras, permitindo fomentar a dispersão dessa flora para outros locais do curso de água. 	<p>Ameaças:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Ocorrência de eventos de precipitação que levaram a cheias, as quais originaram alguns problemas; ✓ Dificuldade de acessibilidade no levantamento de dados, devido aos terrenos estarem confinados com a massa de água, serem privados e os campos se encontrarem semeados (alguns cultivares de arrozais) o que obrigava a esperar pela colheita; ✓ Graves problemas hidrgeomorfológico.
Fase de Monotorização	
<p>Pontos Fortes:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Durante a ocorrência das cheias verificou-se uma maior fluidez no troço já intervencionado; ✓ Aumento significativo do coberto vegetal autóctone; ✓ Aumento significativo de espécies de fauna local ✓ Segundo a avaliação IRR ouve melhoria em todos os pontos avaliados. 	<p>Pontos Fracos:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Elevado número de invasoras e erosão marginal, dificulta e trona o processo de requalificação do rio mais lento.
<p>Oportunidades:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Necessidade de definição de um novo quadro de fontes de receitas para dar continuidade aos trabalhos. 	<p>Ameaças:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ O orçamento e dinheiro disponível não permitiram a resolução de todas as problemáticas existentes, apenas as prioritárias.

Tempo de implantação e de percepção dos resultados nas diferentes etapas

Ribeira da Granja

A implantação do projeto ocorreu entre 2009 até 2013, onde decorreram as seguintes fases:

Fase 0 (2009) - Caracterização de referência do projeto: com monitorização e percepção de resultados;

Fase 1 (2009 a 2011):

- Execução do projeto (2009);
- Empreitada (2011);
- Plano de manutenção (2011).

Fase 2 (2010 a 2012):

- Execução do projeto (2010);
- Empreitada (2011);
- Plano de manutenção (2012).

Fase 3 (2011 a 2016):

- Execução do projeto (2011);
- Empreitada (2012);
- Plano de manutenção (2013 até ao presente ano).

De referir que a monitorização, juntamente com a percepção de resultados realiza-se de 3 em 3 anos (ate 10 anos) com a avaliação final do sucesso.

Rio Uíma

A implantação do projeto ocorreu entre 2006 até 2013, onde decorreram as seguintes fases:

Fase 0 (2006 a 2009):

- Caracterização de referência do projeto (2006 a 2009), com monitorização e percepção de resultados.

Fase 1 (2009 a 2011):

- Execução do projeto 1 e 2 (2009);
- Empreitada (2010);
- Plano de manutenção (2011).

Fase 2 (2012 a 2013):

- Empreitada, com percepção de resultados (2012);
- Plano de manutenção (2013).

De referir que a monitorização, juntamente com a percepção de resultados realiza-se de 2 em 2 anos (ate 10 anos) com a avaliação final do sucesso.

Ribeira de Carnide

A implantação do projeto ocorreu entre 2014 até 2016, onde decorreram as seguintes fases:

Fase 0 (2014):

- Caracterização de referência do projeto, com monitorização e percepção de resultados;

Fase 1 (2014 a 2016):

- Execução do projeto (2014);
- Empreitada (2015);
- Plano de manutenção (2016).

De referir que a monitorização, juntamente com a percepção de resultados realiza-se de 2 em 2 anos (ate 10 anos) com a avaliação final do sucesso.

Cronograma dos trabalhos

Na Tabela 16, apresenta-se o cronograma referente aos três projetos em estudo.

Tabela 16: Cronograma das intervenções realizadas nos três cursos de água.

Localidade	Tempo de implantação	Percepção de resultados nas diferentes etapas
Porto	4 Anos	2009 (fase 0 com a caracterização de referencia); 2011 (empreitada fase 2 e projeto fase 3) e posteriormente de 3 em 3 anos (até perfazerem 10 anos)
Santa Maria da Feira	7 Anos	2006 a 2009 (fase 0 com a caracterização de referencia), 2012 (fase 2) e posteriormente de 2 em 2 anos (até perfazerem 10 anos)
Carnide	2 Anos	2014 (fase 0 com a caracterização de referencia) e posteriormente de 2 em 2 anos (até 10 perfazerem anos)

Atividades de manutenção dos projetos

Ribeira da Granja

Durante a fase de implementação do projeto foram necessárias ações de limpeza, cortes de vegetação, podas de formação da flora.

As ações de manutenção prendem-se com a preservação das técnicas implementadas e devem ocorrer da seguinte forma, não dispensando avaliações periódicas e reparações pontuais (Tabela 17).

Tabela 17: Manutenção das técnicas de Engenharia Natural aplicadas na ribeira da Granja (adaptado Pereira, 2015.)

Colchão reno	Verificar o estado da grelha hexagonal Verificar o tipo de plantas que nascem Verificar a possível separação das pedras que poderão criar erosão
Enrocamento vivo	Vigiar no primeiro ano, de modo a evitar o descalçamento da estrutura Substituição de estacas ou plantas que não tenham enraizado
Gabiões vivos	Verificação do estado da estrutura Controlo do crescimento vegetativo com podas de formação Remoção de infestantes
Entrançamento vivo	Verificar a densidade de plantas Poda de formação de forma a manter a elasticidade da obra e evitar um irregular crescimento das plantas e destruição prévia da estrutura Efetuar retanchar de plantas Verificar a integridade da estrutura
Muro vivo	Vigiar no primeiro ano, de modo a evitar o descalçamento da estrutura Substituição de estacas ou plantas que não tenham enraizado Reposição do solo, caso seja erodido nos primeiros dias
Charco	Verificar o ensombramento no próprio charco Verificar deposição de sedimentos no fundo do charco de forma a evitar que se torne colmatado Verificar a vegetação adjacente

Rio Uíma

Durante a fase de implementação do projeto foram necessárias ações de limpeza, cortes de vegetação, podas de formação da flora.

As ações de manutenção prendem-se com a preservação das técnicas implementadas e

devem ocorrer da seguinte forma, não dispensando avaliações periódicas e reparações pontuais (Tabela 18).

O projeto no rio Uíma será alvo de monitorização, estando prevista uma campanha de recolha de dados de campo alargada durante e após a sua conclusão.

Tabela 18: Manutenção das técnicas de Engenharia Natural aplicadas no rio Uíma (adaptado Pereira, 2015).

Estacaria viva	Substituição de estacas ou plantas que não tenham enraizado Verificação da densidade de plantas Poda de formação de forma a manter a elasticidade da obra e evitar um irregular crescimento das plantas e destruição prévia da estrutura
Enrocamento vivo	Vigiar no primeiro ano, de modo a evitar o descalçamento da estrutura Substituição de estacas ou plantas que não tenham enraizado
Gabiões vivos	Verificação do estado da estrutura Controlo do crescimento vegetativo com podas de formação Remoção de infestantes
Entrançado vivo	Verificar a densidade de plantas Poda de formação de forma a manter a elasticidade da obra e evitar um irregular crescimento das plantas e destruição prévia da estrutura Efetuar retanchar de plantas Verificar a integridade da estrutura
Muro vivo	Vigiar no primeiro ano, de modo a evitar o descalçamento da estrutura Substituição de estacas ou plantas que não tenham enraizado Reposição do solo, caso seja erodido nos primeiros dias
Charco	Verificar o ensombramento no próprio charco Verificar deposição de sedimentos no fundo do charco de forma a evitar que se torne colmatado Verificar a vegetação adjacente
Manto de fibra de cocô	Não deixar expostas fendas, pois a fibra de coco é muito frágil e rasga com muita facilidade Colocar deflectores onde a corrente tiver maior velocidade para proteger a manta Podas e cortes seletivos para manter a elasticidade da obra e evitar um irregular crescimento das plantas e destruição prévia da estrutura
Faxinas vivas	Verificar o estado da corda de sisal que prendem as fascinas às estacas e corte da vegetação excessiva

Plantação de
árvores
autóctones

Substituição de plantas que não tenham enraizado
Efetuar retanchar de plantas ou mesma poda de formação no
caso de ter ocorrido um evento extremo

Ribeira de Carnide

Durante a fase de implementação do projeto foram necessárias ações de limpeza, cortes de vegetação, podas de formação da flora.

As ações de manutenção prendem-se com a manutenção das técnicas implementadas e devem ocorrer da seguinte forma, não dispensando avaliações periódicas e reparações pontuais, especialmente no controlo de invasoras e podas de formação, assim como desobstruções.

Relativamente à estabilização de margens, esta técnica deve prever operações de revestimento vegetal, que permita acelerar a regeneração natural e a reconstituição da proteção do talude contra a erosão.

A construção de micro e mini açudes, deve ter especial atenção a sua manutenção, considerando os seguintes pontos:

- Controlo de erosão a montante e jusante dos mini ou micro-açudes;
- Controlo do transporte de sedimentos a montante e a sua retenção a jusante dos mini ou micro-açudes;
- Reposição e verificação da integridade da estrutura devido às alterações de caudal;
- Verificar robustez da estrutura, de forma a proporcionar mais estabilidade;
- Verificar impermeabilidade entre açude e leito de forma a reduzir as perdas.

Cenário atual da bacia

O cenário atual foi realizado através do Índice de Reabilitação de Rios (IRR). A avaliação do IRR pretende analisar os indicadores que no Engenho e Rio se tem em consideração e se pretende melhorar, designadamente: dados ambientais, a participação pública, a história do povoamento da região e as propostas de monitorização existentes nos municípios. Para tal, cada um destes indicadores é avaliado de 1 a 5 sendo o 1º cenário Excelente e o 5º Muito Mau (Tabela 19).

Tabela 19: Significado correspondente ao valor final do IRR (Pereira, 2015).

Valor	Significado
1	Excelente
2	Bom
3	Medíocre
4	Mau
5	Muito Mau

Na tabela 20, encontram-se os indicadores avaliados por ordem e enumerados como serão representados no gráfico final. Ao permitir agrupar todos estes dados num só gráfico, facilita-se a avaliação inicial de um curso de água e conclui-se se necessita de um projeto de reabilitação fluvial.

Na tabela final de cada um dos casos serão também, exibidas todas as avaliações feitas antes, durante e depois do projeto, com o objetivo de comparação da evolução do espaço intervencionado.

Tabela 20: Indicadores avaliados por ordem e inumerados como serão representados no gráfico final.

Componentes de avaliação	Troço Global
A. Dados Gerais	I a V
B. Qualidade da água	I a V
B1. Físico-químicas/bacteriológicas	I a V
B2. Ecológicas	I a V
C. Hidrogeomorfologia	I a V
C1. Regime hidrológico	I a V
C2. Características geomorfológicas	I a V
D. Corredor Ecológico	I a V
D1. Vegetação	I a V
D2. <i>Habitat</i>	I a V
D3. Fauna	I a V
E. Alterações Antrópicas	I a V
E1. Poluição	I a V
E2. Construções	I a V
E3. Exploração	I a V
F. Participação Pública	I a V
F1. Disponibilização de informação	I a V
F2. Envolvimento público	I a V
F3. Acção	I a V
G. Organização e planeamento	I a V
G1. Legislação	I a V
G2. Estratégia, planos de ordenamento e gestão	I a V
G3. Gestão das intervenções de melhoria	I a V
IRR- Índice de reabilitação de Rios	I a V

Ribeira da Granja

O caso de estudo da ribeira da Granja foi o que obteve uma melhoria mais significativa (Gráfico 1), pois das 16 subcategorias e das 7 categorias, inicialmente obteve 14 avaliações de “muito mau” e atualmente os piores resultados foram 7 “mediocre”.

Este foi um resultado muito satisfatório, tendo em conta que em 9 anos conseguimos melhorarem 2 níveis de qualidade numa das ribeiras urbanas do município do Porto mais poluídas e canalizadas.

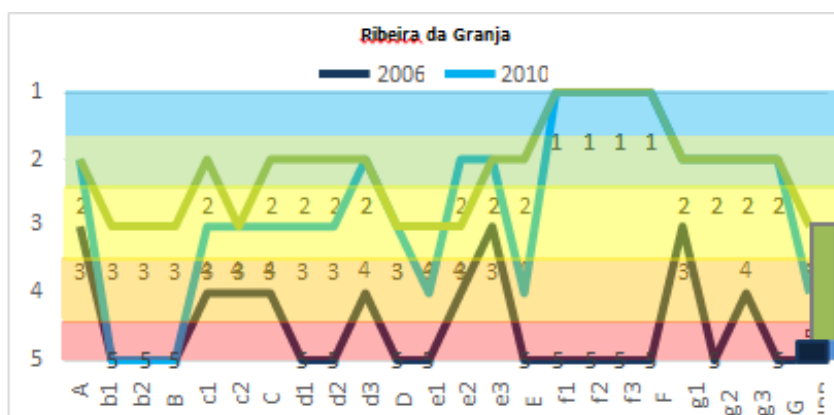


Gráfico 1: IRR da Ribeira da Granja *Pereira, 2015).

Rio Uíma

O caso de estudo do rio Uíma apresentava alguns problemas ambientais (Gráfico 2), com graves dificuldades quanto a participação pública e de gestão do espaço por parte das entidades governamentais. Assim, iniciou-se o projeto em 2006 focando os trabalhos em resolver os problemas mais urgentes e logo em 4 anos obteve-se resultados muito satisfatórios.

Atualmente o IRR tem um valor final de 3, pois ainda existem descargas ilegais a jusante da área de intervenção e em 2015 não tinham sido acabadas as plantações realizadas por toda a área. Assim, espera-se em 2017 obter um IRR de 2, pois este valor nunca poderá ser de 1 devido à presença de algumas descargas e atividade agrícola nas proximidades.

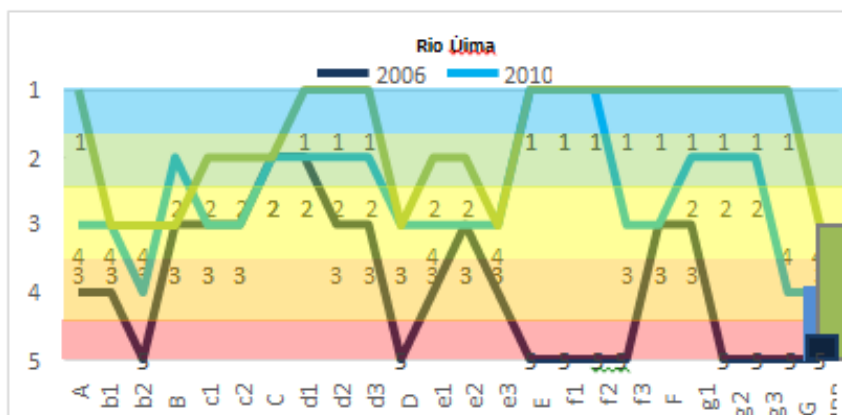


Gráfico 2: IRR do Rio Uíma (Pereira, 2015).

Ribeira de Carnide

No caso de estudo da ribeira de Carnide apresenta-se dados de IRR (Gráfico 3) para 2014 e 2016, distintos dos outros dois casos apresentados. Esta ribeira apresentava graves problemas a nível hidrogeomorfológico, de corredor ecológico e de organização e planeamento. Apesar disto, os restantes pontos encontraram-se entre a classificação 3 e 2, com destaque para o indicador referente à “legislação” que obteve classificação 1. Neste ano, a classificação global do IRR foi de 4.

Após a intervenção, a grande maioria dos indicadores subiram para 2 ou 3 sendo que apenas a qualidade da água (apesar dos parâmetros ecológicos terem sido melhorados),

habitat, fauna, exploração e legislação estratégica, planos de ordenamento e gestão mantiveram a sua classificação. De destacar que os indicadores relativos à disponibilização de informação e envolvimento público, viram as suas classificações subir para 1. O IRR global para a ribeira de Carnide na sua última avaliação foi 3.

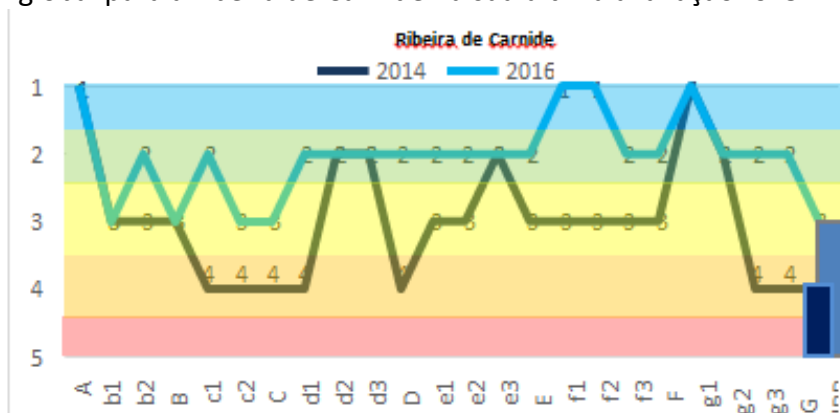


Gráfico 3: IRR da Ribeira de Carnide (Pereira, 2015).

Rio Jacaré

O IRR para o Rio Jacaré (Gráfico 4) foi elaborado segundo informações retiradas do relatório, anteriormente fornecido, relativamente à visita exploratória em 2015. Observando o gráfico preliminar por nós desenvolvido podemos constatar que apenas os valores referentes aos dados gerais, ecológicos, vegetação, habitat e exploração se encontram acima da classificação 5, sendo que as suas classificações são respetivamente: medíocre, mau, medíocre, medíocre e medíocre.

Deste modo, a classificação final para o rio Jacaré é de 5.

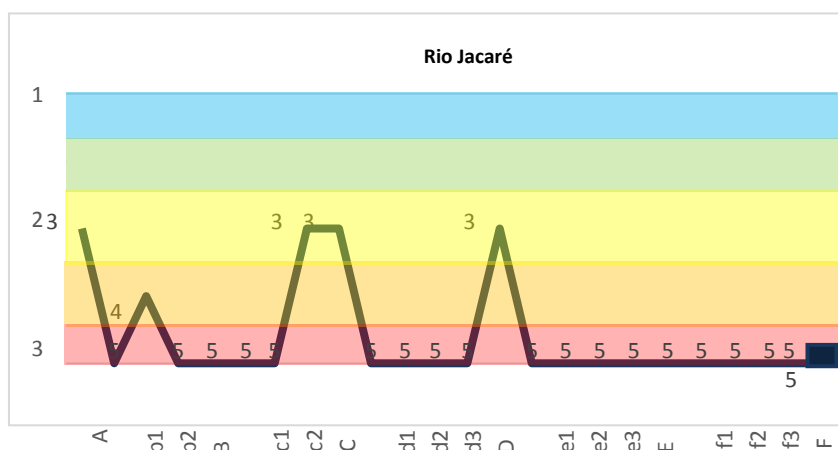


Gráfico 4: IRR do rio Jacaré (dados de 2015) (Pereira, 2015).

Comparação da avaliação global do IRR

Como se pode verificar pelos resultados obtidos, nem todos os projetos tem uma evolução positiva, sendo que nos projetos inseridos em meios urbanos os problemas tendem a ser persistentes e contínuos. Nesses casos o trabalho com a população e empresas locais é um fator decisivo, pois sem a sua colaboração, a melhoria do ecossistema tende a ser difícil (Tabela 21).

Tabela 21: Avaliação Global do IRR.

Linha de Água \ Ano	Ano				
	2011	2012	2013	2014	2015
Rio Jacaré	5?	5?	5?	5	Sem dados
Ribeira da Granja	5	5	Sem dados	3	Sem dados
Rio Uíma	5	4	Sem dados	3	Sem dados
Ribeira de Carnide	Sem dados	Sem dados	4	Sem dados	3

Conclusão

As ribeiras da Granja, o rio Uíma e ribeira de Carnide apresentam condições potenciais para o aumento da biodiversidade, associado à recuperação do seu valor ecológico, como demonstra a Avaliação Global do IRR sendo as intervenções de requalificação programadas indispensáveis para o sucesso dessas condições e transformando essas ribeiras em locais de elevada riqueza florística e faunística, ao mesmo tempo, promovendo o uso pedagógico, recreativo e de fruição, refletindo melhorias na qualidade de vida das zonas envolventes.

A elaboração do presente relatório são possíveis diversas conclusões nos diferentes capítulos.

Relativamente ao sistema ambiental dos diferentes locais, como seria de esperar, o rio Jacaré encontra-se inserido num ambiente totalmente diferente dos casos de estudo Portugueses. O clima relativo a Niterói caracteriza-se por ser tropical semi-úmido, enquanto em Portugal temos clima temperado mediterrânico. Deste modo os níveis de precipitação média em Niterói são muito mais elevados que os registados em Portugal (uma diferença de cerca de 1100 mm anualmente), assim como a temperatura media anual (que difere em cerca de 10°C). O rio Jacaré aproxima-se em comprimento ao caso de estudo apresentado da ribeira da Granja, sendo que o rio Uíma e ribeira de Carnide se aproximam em comprimento.

Quanto à população residente e usos do solo, Niterói apresenta um número de habitantes muito maior que os casos de estudo apresentados em Portugal, e consequentemente uma pressão populacional muito maior, tendo cerca do dobro do número de habitantes do concelho do Porto. Quanto aos usos do solo, todas as áreas apresentam zonas com ocupação urbana prevista e zonas destinadas à ocupação da natureza (áreas protegidas, zonas agrícolas (apesar destas poderem acarretar problemáticas devido a uso de pesticidas/adubos), áreas verdes de utilização pública, etc.).

Em relação ao uso dos recursos naturais, os casos de estudo por nós apresentados registam usos para atividades de lazer, rega, moinhos, indústria e silvicultura. A situação ambiental geral dos diferentes casos de estudo por nós apresentados apresenta

classificações de 3 (rio Uíma e ribeira de Carnide) e 4 (ribeira da Granja) no IRR. Observou-se também em todos os casos apresentados uma melhoria na classificação global do IRR após as intervenções realizadas, sendo que o rio Uíma foi a que mais subiu na sua classificação. Quanto ao indicador da poluição antrópica, todos os casos apresentaram melhoria do valor atribuído após as intervenções, destacando o rio Uíma e a ribeira de Carnide que conseguiram a classificação 2.

Relativamente à sociedade civil local e procedimentos de atuação do poder público, em todas as intervenções as Juntas de Freguesia mostraram a sua presença. Relativamente à implementação e manutenção das intervenções, em todos os projetos houve colaboração do Projeto Rios, assim como, das escolas municipais e municípios (exceto o do Porto, em que houve intervenção da entidade Águas do Porto). Estas intervenções foram realizadas também de forma a haver cumprimento da Lei 58/2005 (Lei da Água – legislação nacional) e DQA (norma Europeia).

Em relação às entidades responsáveis pelo estudo prévio, implantação e avaliação dos projetos, temos diversas entidades como: as Câmaras Municipais, Águas do Porto e Marvão Máquinas. Sendo que a empresa Engenho e Rio foi totalmente responsável pelo estudo do projeto da ribeira de Carnide e prestou apoio na implantação de todos os projetos, avaliando também o projeto de Carnide.

Os resultados relativos aos estudos técnico-científicos foram diversos pois verificou-se alguma falta de informação/acessibilidade em diferentes pontos para os diferentes locais. Todos apresentavam titularidade de terras sendo que apenas no rio Uíma se verificou a aquisição de terrenos. Em nenhum caso foi necessário recorrer a expropriações ou demolições.

O número de fases dos diferentes projetos variou de uma a três, sendo que Carnide teve apenas 1 fase (92 000 euros), o Uíma teve duas fases (800 000 euros) e a Granja teve o projeto dividido em 3 fases (700 000 euros).

Os projetos por nós realizados incluíram diversas técnicas de engenharia natural (com as respetivas manutenções periódicas que incluem verificação do estado da técnica, substituição de estacas, verificação da correta deposição de sedimentos, observar se esta se encontra em bom estado ou se foi afetada de algum modo de forma a manter o seu correto funcionamento) como por exemplo: aplicação de colchão reno, enrocamento vivo, entrançados, muro vivo, manta de fibra de cocô, criação de bacias de retenção, gabiões vivos, estacaria viva, plantação de autóctones, micro e mini açudes, charcos e ilhas. As instituições envolvidas foram a ARH Norte e Centro, as Águas do Porto, os respetivos Municípios e proprietários locais. Em todos os casos apresentados a despoluição das águas foi realizada através da identificação de infratores e pontos de poluição (descargas ilegais) com posterior remoção de lixos e entulhos. Em todos os casos a recuperação da biota foi realizada através de plantações por estacaria, controlo de flora invasora, aplicação de técnicas de engenharia natural, criação de nichos para a fauna e, exceto na ribeira de Carnide, através da construção de um charco. Quanto ao envolvimento da população local, conseguiu-se através de apresentações públicas do projeto, comunicações, colaboração do Projeto Rios, e em Carnide e rio Uíma através da plantação de flora autóctone.

Os projetos variaram na duração da sua implantação de 2 anos (Carnide), a 4 anos (Granja) e 7 anos (Uíma). Estas intervenções foram acompanhadas através de monitorizações periódicas, o que tornou possível a gradual percepção de resultados. Estas monitorizações preveem-se terminar num período após 10 anos da implementação do projeto.

Da realização dos diversos projetos surgiram diferentes obstáculos, fracassos e sucessos nas diferentes fases, sendo que de forma geral os sucessos apresentam-se em maior prevalência. Estes relacionam-se com a melhoria dos IRR, disponibilidade de informação aos proprietários e maior educação ambiental destes e dos visitantes. Relativamente aos obstáculos, foram ultrapassados sempre que possível e quanto aos fracassos pretende-se continuar com ações de monitorização e manutenção de forma a estes poderem ser igualmente ultrapassados.

Das informações que nos foram cedidas relativamente ao estado do rio Jacaré, pudemos constatar que este, aparentemente, se encontrará classificado como “IV-muito mau” segundo o IRR. Todos os casos por nós intervencionados demonstraram melhorias na sua classificação final de qualidade global. De destacar a ribeira da Granja e o rio Uíma que desde o início da intervenção até aos últimos dados recolhidos (2015) demonstraram uma melhoria de 2 valores na escala do IRR, importa mencionar que estes dois projetos têm um maior período de tempo decorrido desde o início da intervenção até ao passado ano de 2015.

Com a renaturalização do rio Jacaré é esperado que o estado global de qualidade deste (assim como a sua envolvente) melhore significativamente, gerando mais-valias para a população local, assim como para o estado de Niterói pois possuirá um local de lazer onde poderão ser desenvolvidas atividades relacionadas por exemplo com o turismo, gerando retorno económico.

Bibliografia

AMPorto, CIBIO (2009). *Rede de Parques Metropolitanos da grande Área Metropolitana do Porto*

– Relatório final. Anexo A – Sistemas estruturantes.

Cortes, R. M. V. (2004). *Requalificação de cursos de água*. Lisboa: Instituto da Água.

Costa, J. C., Aguiar, C., Capelo, J. H., Lousã, M., Neto, C. (1998). *Biogeografia de Portugal Continental*. Quercetea, 0, 5-56.

Fernandes, M. J. S.M. (2008). *Caraterização preliminar da flora e da vegetação de vários troços da Ribeira da Granja e da Asprela no concelho do Porto*. Guimarães.

Fernandes, M. J. S.M. (2009). *Caraterização preliminar da flora e da vegetação do Rio Uíma no concelho de Santa Maria da Feira – Troço Fiães*. Guimarães.

Fernandes, M. J. S.M. (2009). *Relatório de apoio à elaboração do projeto – Componente Florística*. Projeto “Gestão Ativa das Ribeiras da Granja e da Asprela”- Guimarães.

Fisrwg (1998). *Stream corridor restoration: principles, processes, and practices, federal interagency stream restoration working group*.

- INAG (2008). *Tipologia de rios em Portugal continental no âmbito da implementação da Diretiva Quadro da Água*: Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.
- Millennium (2003). *Portuguese Sub-Global Assessment*. Relatório das necessidades de informação e opções de gestão dos utilizadores. Washington, DC.: Millennium Ecosystem Assessment.
- Pereira, T. (2015). *Avaliação e Caracterização de Projetos de Reabilitação Fluvial*. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto.
- Reis, P. (2002). *Situação actual dos rios e ribeiros do concelho do Porto*. Escola de Engenharia – Departamento de Engenharia Biológica. Universidade do Minho.
- Ribeiro, S. B. (2009). *Caraterização do património faunístico do Rio Uíma no concelho de Santa Maria da Feira*. Porto.
- Ribeiro, S. B. (2009). *Relatório de caraterização da fauna existente e potencial das ribeiras da Granja e Asprela*. Porto.
- Sousa, E., Rodrigues, M., Teiga, P. M. (2009). *Reabilitação do corredor ecológico do rio Uíma (Santa Maria da Feira)*. Paper presented at the 1º Seminário sobre Gestão de Bacias Hidrográficas "As Regiões Hidrográficas do Norte e as Perspetivas Futuras de Gestão", Porto.
- Teiga, P. M. (2003). *Reabilitação de ribeiras em zonas edificadas*. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto.
- Teiga, P. M., Veloso-Gomes, F., Cabral, J. (2004). *Proposta de uma metodologia de reabilitação de ribeiras em zonas edificadas (caso de estudo – Morais – Macedo de Cavaleiros - Portugal)*. Paper presented at the IV Congresso Ibérico de Gestão e planificação de água, Tortosa (Catalunha-Espanha).
- Teiga, P. M. (2009). *Proposta de metodologia de aplicação prática de uma abordagem estratégica para avaliação geral do corredor ecológico com envolvimento da população (Ribeira da Asprela e da Granja)*. Porto.
- Teiga, P. M. (2011). *Avaliação e mitigação de impactes em reabilitação de rios e ribeiras em zonas edificadas: uma abordagem participativa*. Tese de Doutoramento. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

Webgrafia

- 1ª Revisão do Plano Direto Municipal de Pombal (fevereiro 2015). Estudos de caracterização. Vol. II Caracterização biofísica. Consultado a 23 de fevereiro de 2016 em: http://www.pombal.pt/pru/docs_pdm/elementos_plano/acompanham/EstudosCaraterizacao/VolIIICaracterizacaoBiofisica.pdf
- APA (2015). Plano Nacional da Água. Consultado a 18 de fevereiro de 2016 em: http://www.apambiente.pt/_zdata/Politicas/Agua/PlaneamentoGestao/PNA/2015/PNA2015.pdf
- ARHN, (2011). Plano de atividades. Consultado a 16 de fevereiro de 2016 em: http://www.apambiente.pt/_zdata/Instrumentos_de_Gestao/exARH_Norte/Planoactividades_2011_final3.pdf
- Atlas do Ambiente (2016). Consultado a 10 de fevereiro de 2015 em: <http://sniamb.apambiente.pt/Home/Default.htm>

Instituto Português de Meteorologia (2016). Consultado a 9 de fevereiro de 2015 em:

<https://www.ipma.pt/pt/educativa/tempo.clima>

Plano Nacional da Água (2016). Consultado a 19 de fevereiro de 2016 em:

[http://www.apambiente.pt/?ref=16&subref=7&sub2ref=9&sub3ref=833~População](http://www.apambiente.pt/?ref=16&subref=7&sub2ref=9&sub3ref=833~Popula%C3%A7%C3%A3o)

(2013). Consultado a 19 de fevereiro de 2015 em: http://populacao.net.br/populacao-niteroi_rj.html#

Portal do Meio Ambiente (2016). Consultado a 16 de fevereiro de 2016 em:

<http://portal.rebia.org.br/biodiversidade/2278-biomas-brasileiros>

Projetos de Reabilitação de Ribeiras do Porto. Consultado a 15 de fevereiro de 2016 em:

<http://www.ribeirasdoporto.pt/Projectos/Reabilitacao.aspx>

Anexo I - Inventário Florístico no Rio Uíma (Fernandes, 2009)

Divisão	Sub-Divisão	Família	Nome científico	Nome comum
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	OLEACEAE	# <i>Ligustrum sinense</i> Lour.	Alfeneiro-da-China
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	SCROPHULARIACEAE	# <i>Physostegia virginiana</i> (L.) Benth.	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	SALICACEAE	# <i>Salix alba</i> L. 'Vitellina'	Salgueiro-branco
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	SALICACEAE	# <i>Salix x sepulcralis</i> Simonk. 'Chrysocoma'	Salgueiro-chorão
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	VITACEAE	# <i>Vitis labrusca</i> L.	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	* <i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LEGUMINOSAE	* <i>Acacia melanoxylon</i> R. Br.	Acácia-Austrália
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	AMARANTHACEAE	* <i>Amaranthus hybridus</i> L.	Beldro
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	AMARANTHACEAE	* <i>Amaranthus powellii</i> S. Watson	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	* <i>Artemisia verlotiorum</i> Lamotte	Artemísia
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	* <i>Aster squamatus</i> (Spreng.) Hieron.	Estrela-comum
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	* <i>Bidens aurea</i> (Aiton) Sherff	Chá-de-Marrocos
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	* <i>Bidens frondosa</i> L.	Erva-rapa
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	* <i>Bromus catharticus</i> Vahl	Bromo-de-Schrader
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CONVOLVULACEAE	* <i>Calystegia sylvatica</i> (Kit.) Griseb.	Bons-dias
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	* <i>Conyza bilbaana</i> J. Rémy	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	* <i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronq.	Avoadinha
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	* <i>Conyza sumatrensis</i> (Retz.) E.Walker	Avoadinha-marfim
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	* <i>Cortaderia selloana</i> (Schult. & Schult.F.) Asch. & Graebn.	Penacho-branco
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	IRIDACEAE	* <i>Crocasmia x crocosmiiflora</i> (Lemoine) N.E.Br.i	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	EUPHORBIACEAE	* <i>Euphorbia lathyris</i> L.	Morganheira
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	* <i>Galinsoya ciliata</i> (Rafin.) S.F.Blake	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	* <i>Gamochaeta calviceps</i> (Fernald) Cabrera	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	* <i>Gamochaeta pensylvanica</i> (Willdenow) Cabrera	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CUCURBITACEAE	* <i>Lagenaria siceracia</i> (Molina) Standl.	Cabaça
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	ONAGRACEAE	* <i>Oenothera glazioviana</i> Micheli	Boas-noites
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	* <i>Paspalum paspalodes</i> (Michx) Scribner	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	* <i>Paspalum urvillei</i> Steud.	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	PHYTOLACCACEAE	* <i>Phytolacca americana</i> L.	Erva-tintureira
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	SALICACEAE	* <i>Populus x canadensis</i> Moench	Choupo-do-canadá
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	* <i>Setaria faberi</i> Herrm.	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	* <i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerquelen	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CARYOPHYLLACEAE	* <i>Silene armeria</i> L.	Amor-perfeito
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	SOLANACEAE	* <i>Solanum chenopodioides</i> Lam.	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	* <i>Tanacetum parthenium</i> (L.) Schultz	Artemísia-dos-prados
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMMELINACEAE	* <i>Tradescantia fluminensis</i> Vell.	Erva-da-fortuna
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	APOCYNACEAE	* <i>Vinca major</i> L.	Pervinca-maior
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	* <i>Xanthium strumarium</i> L. subsp. <i>italicum</i> (Moretti) D. Löve	Bardana-menor
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Agrostis capillaris</i> L.	Panasco
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Erva-fina
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LABIATAE	<i>Ajuga reptans</i> L.	Erva-de-São-Lorenço
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	ALISMACEAE	<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	Erva-alface
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	BETULACEAE	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	Amieiro
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	AMARANTHACEAE	<i>Amaranthus blitum</i> L.	Beldro-manso
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	PRIMULACEAE	<i>Anagallis arvensis</i> L.	Morrão-vermelho
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	SCROPHULARIACEAE	<i>Anarrhinum bellidifolium</i> (L.) Willd.	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	<i>Andryala integrifolia</i> L.	Erva-polvilhenta
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	UMBELLIFERAE	<i>Angelica sylvestris</i> L.	Erva-sarneira
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	UMBELLIFERAE	<i>Apium nodiflorum</i> (L.) Lag.	Salsa-brava
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	<i>Arctium minus</i> (Hill) Bernh.	Bardana
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) J. & C. Presl subsp. <i>bulbosum</i> (Willd.) Schübler & Martens	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	Artemísia-vulgar
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	ARACEAE	<i>Arum italicum</i> L.	Alho-dos-campos
PTERIDOPHYTA		ATHYRIACEAE	<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth	Fentanha-fêmea
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CHEENOPODIACEAE	<i>Atriplex prostata</i> Boucher ex DC	Armoles-bravos
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roemer & Schultes	

SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roemer & Schultes	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Hudson) Beauv.	Braquipódio-bravo
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Briza maxima</i> L.	Quilhão-de-galo
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Briza minor</i> L.	Chocalheirinha
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Bromus diandrus</i> Roth	Espigão
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CUCURBITACEAE	<i>Bryonia dioica</i> Jacq.	Bríonia-branca
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CALLITRICHACEAE	<i>Callitriche stagnalis</i> Scop.	Lentilhas-da-água
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CONVOLVULACEAE	<i>Calystegia sepium</i> (L.) R.Br.	Bons-dias
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CRUCIFERAE	<i>Cardamine flexuosa</i> With.	Agrião-amargo
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CYPERACEAE	<i>Carex paniculata</i> L. subsp. <i>Lusitanica</i> (Schkuhr ex Willd.)	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CYPERACEAE	<i>Carex remota</i> L.	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	FAGACEAE	<i>Castanea sativa</i> Miller	Castanheiro
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	<i>Chamaemelum mixtum</i> (L.) All.	Margaça
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	PAPAVERACEAE	<i>Chelidonium majus</i> L.	Erva-das-verrugas
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CHENOPODIACEAE	<i>Chenopodium album</i> L.	Erva-couvinha
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	Cardo-palustre
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	Cardo-roxo
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	<i>Coleostephus myconis</i> (L.) Reichenb.	Olhos-de-boi
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CARYOPHYLLACEAE	<i>Corrigiola litoralis</i> L.	Erva-pombinha
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Gramão
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CYPERACEAE	<i>Cyperus eragrostis</i> Lam.	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CYPERACEAE	<i>Cyperus esculentus</i> L.	Junquinha-mansa
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CYPERACEAE	<i>Cyperus longus</i> L.	Junça
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Dactylis glomerata</i> L. subsp. <i>lusitanica</i> Stebbins & Zohary	Dáctilo-comum
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	UMBELLIFERAE	<i>Daucus carota</i> L.	Cenoura-brava
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	RANUNCULACEAE	<i>Delphinium halteratum</i> Sm.	Esporas
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	SCROPHULARIACEAE	<i>Digitalis purpurea</i> L.	Dedaleira
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	Milhã
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) Beauv.	Milhã-grada
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	BORAGINACEAE	<i>Echium plantagineum</i> L.	Soagem
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	ONAGRACEAE	<i>Epilobium hirsutum</i> L.	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	MYRTACEAE	<i>Eucalyptus glóbulus</i> Labill.	Eucalipto
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	Trevo-cervino
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	EUPHORBIACEAE	<i>Euphorbia a mygdaloides</i> L.	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Festuca arundinacea</i> Schreber	Festuca-alta
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	UMBELLIFERAE	<i>Foeniculum vulgare</i> Mill.	Funcho
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	RHAMNACEAE	<i>Frangula alnus</i> Mill.	Amieiro-negro
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	PAPAVERACEAE	<i>Fumaria muralis</i> Sonder ex Koch	Fumária-das-paredes
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	RUBIACEAE	<i>Galium aparine</i> L.	Erva-peganhosa
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Gastridium ventricosum</i> (Gouan) Schinz & Thell.	Gastrídio-bojudo
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LEGUMINOSAE	<i>Genista triacanthos</i> Brot.	Tojo-molar
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GERANIACEAE	<i>Geranium dissectum</i> L.	Bico-de-pomba
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GERANIACEAE	<i>Geranium molle</i> L.	Bico-de-pomba-menor
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Glyceria declinata</i> Bréb.	Azevém-baboso
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	ARALIACEAE	<i>Hedera hibernica</i> (G. Kirchn.) Bean	Hera-comum
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Holcus lanatus</i> L.	Erva-seródia
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Holcus mollis</i> L.	Erva-temporã
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CANNABACEAE	<i>Humulus lupulus</i> L.	Pé-de-galo
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GUTTIFERAE	<i>Hypericum linariifolium</i> Vahl	Hiperício-estriado
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GUTTIFERAE	<i>Hypericum perforatum</i> L.	Hiperício
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GUTTIFERAE	<i>Hypericum undulatum</i> Schousb. ex Willd.	Hiperício-bravo
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	<i>Hypochoeris radicata</i> L.	Leituga

SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	IRIDACEAE	<i>Iris pseudacorus</i> L.	Lírio-amarelo-dos-pântanos
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CAMPANULACEAE	<i>Jasione montana</i> L.	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	JUNCACEAE	<i>Juncus bufonius</i> L.	Junco-bulboso
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	JUNCACEAE	<i>Juncus effusus</i> L.	Junco-solto
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	<i>Lactuca serriola</i> L.	Alface-brava
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	<i>Lactuca virosa</i> L.	Alface-brava-maior
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LABIATAE	<i>Lamium maculatum</i> L.	Lâmio-maculado
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	<i>Lapsana communis</i> L.	Labresto
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	MALVACEAE	<i>Lavatera cretica</i> L.	Malva
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	Azevém
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Lolium rigidum</i> (Gaudin) Weiss ex Nyman	Azevém-bastardo
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LEGUMINOSAE	<i>Lotus hispidus</i> Desf. ex DC.	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LEGUMINOSAE	<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	Erva-coelheira
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CARYOPHYLLACEAE	<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	Flor-de-cuco
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LABIATAE	<i>Lycopus europaeus</i> L.	Marroio-de-água
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LYTHRACEAE	<i>Lythrum hyssopifolia</i> L.	Salgueirinha
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LYTHRACEAE	<i>Lythrum junceum</i> Banks & Sol.	Salgueirinha
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LYTHRACEAE	<i>Lythrum salicaria</i> L.	Salgueirinha
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	MALVACEAE	<i>Malva tournefortiana</i> L.	Malva

SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LEGUMINOSAE	<i>Medicago lupulina</i> L.	Luzerna-brava
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LEGUMINOSAE	<i>Melilotus albus</i> Medik.	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LABIATAE	<i>Melissa officinalis</i> L.	Erva-cidreira
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LABIATAE	<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh.	Hortelã-brava
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	SCROPHULARIACEAE	<i>Misopates orontium</i> (L.) Raf.	Samacalo
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	UMBELLIFERAE	<i>Oenanthe crocata</i> L.	Salsa-dos-rios
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LEGUMINOSAE	<i>Ornithopus compressus</i> L.	Serradela-amarela
PTERIDOPHYTA		OSMUNDACEAE	<i>Osmunda regalis</i> L.	Feto-real
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	OXALIDACEAE	<i>Oxalis corniculata</i> L.	Trevo-azedo
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	URTICACEAE	<i>Parietaria judaica</i> L.	Erva-das-paredes
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	BORAGINACEAE	<i>Pentaglottis sempervirens</i> L.	Olhos-de-gato
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Caníço-malhado
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	<i>Picris echioides</i> L.	Raspa-ernas

PTERIDOPHYTA	CONIFEROPHYTINA	PINACEAE	<i>Pinus pinaster</i> Aiton	Pinheiro-bravo
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Piptatherum miliaceum</i> (L.) Coss.	Milho-miúdo
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	PLANTAGINACEAE	<i>Plantago coronopus</i> L.	Tanchagem-corno-de-veado
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	PLANTAGINACEAE	<i>Plantago lanceolata</i> L.	Tanchagem-menor
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	PLANTAGINACEAE	<i>Plantago major</i> L.	Tanchagem-maior
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Poa annua</i> L.	Relva-dos-caminhos
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Poa trivialis</i> L.	Relvão
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CARYOPHYLLACEAE	<i>Polycarpon tetraphyllum</i> (L.) L.	Policarpo-de-quatro-folhas
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	POLYGONACEAE	<i>Polygonum aviculare</i> L.	Sanguinária
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	POLYGONACEAE	<i>Polygonum hydropiper</i> L.	Pescicária-picante
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	POLYGONACEAE	<i>Polygonum lapathifolium</i> L.	Erva-bastarda
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	POLYGONACEAE	<i>Polygonum persicaria</i> L.	Pescicária-vulgar
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Polygonum viridis</i> Desf.	Rabo-de-raposa
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	POTAMOGETONACEAE	<i>Potamogeton polygonifolius</i> Pourret	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LABIATAE	<i>Prunella vulgaris</i> L.	Erva-férrea
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	<i>Pseudognaphalium luteo-album</i> (L.) Hilliard & B.L.Burt	Perpétua-brava
PTERIDOPHYTA		HYPOLEPIDACEAE	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	Fento-do-monte
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	ROSACEAE	<i>Pyrus cordata</i> Desv.	Espinheiro
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	FAGACEAE	<i>Quercus robur</i> L.	Carvalho-alvarinho

Divisão	Sub-Divisão	Família	Nome científico	Nome comum
---------	-------------	---------	-----------------	------------

SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	RANUNCULACEAE	<i>Ranunculus repens</i> L.	Botão-de-ouro
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CRUCIFERAE	<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	Saramago
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	ROSACEAE	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	Silva
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	POLYGONACEAE	<i>Rumex acetosella</i> L. subsp. <i>angiocarpus</i> (Murb.) Murb.	Erva-azedo
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	POLYGONACEAE	<i>Rumex conglomeratus</i> Murray	Erva-labaça
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	POLYGONACEAE	<i>Rumex crispus</i> L.	Labaça
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	POLYGONACEAE	<i>Rumex obtusifolius</i> L.	Ruibarbo-selvagem
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	SALICACEAE	<i>Salix atrocinerea</i> Brot.	Salgueiro-preto
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	SALICACEAE	<i>Salix fragilis</i> L.	Vimeiro
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CAPRIFOLIACEAE	<i>Sambucus nigra</i> L.	Sabugueiro
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	SCROPHULARIACEAE	<i>Scrophularia auriculata</i> L.	Erva-das-escaldadelas
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	SCROPHULARIACEAE	<i>Scrophularia scorodonia</i> L.	Erva-do-mau-olhado
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roemer & Schultes	Milhã-verde
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	SOLANACEAE	<i>Solanum dulcamara</i> L.	Erva-moura-de-trepa
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	Serralha-áspera
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	COMPOSITAE	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Serralha-macia
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	SPARGANIACEAE	<i>Sparganium erectum</i> L. subsp. <i>neglectum</i> (Beeby) Schinz & Thell.	Espadana
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	CARYOPHYLLACEAE	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	Morugem-vulgar

SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	DIOSCOREACEAE	<i>Tamus communis</i> L.	Uva-de-cão
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LABIATAE	<i>Teucrium scorodonia</i> L.	Salva-bastarda
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	RANUNCULACEAE	<i>Thalictrum speciosissimum</i> L.	Ruibarbo-dos-pobres
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LEGUMINOSAE	<i>Trifolium pratense</i> L.	Trevo-roxo
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LEGUMINOSAE	<i>Trifolium repens</i> L.	Trevo-branco
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	TYPHACEAE	<i>Typha latifolia</i> L.	Tabúia
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	LEGUMINOSAE	<i>Ulex europaeus</i> L. subsp. <i>latebracteatus</i> (Mariz) Rothm.	Tojo-bravo
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	URTICACEAE	<i>Urtica dioica</i> L.	Urtiga
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	SCROPHULARIACEAE	<i>Verbascum simplex</i> Hoffmanns. & Link	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	VERBENACEAE	<i>Verbena officinalis</i> L.	Verbena
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	VITACEAE	<i>Vitis vinifera</i> L.	Videira
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Vulpia muralis</i> (Kunth) Nees	
SPERMATOPHYTA	MAGNOLIOPHYTINA	GRAMINEAE	<i>Zea mays</i> L.	Milho

Anexo II - Registro Fotográfico



Granja - bacia de retenção



Granja - charco



Granja - muro vivo



Granja - micro açude



Granja - enrocamento



Uima - refúgio para fauna



Uíma - estacaria

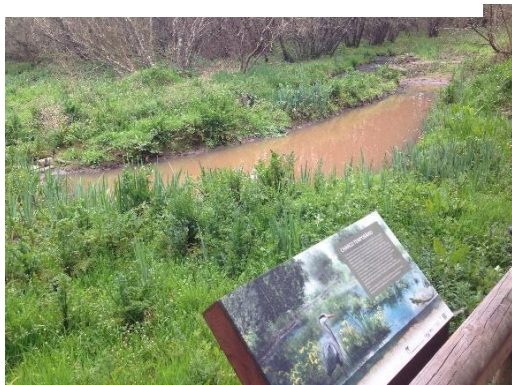
Uíma - refugio para a fauna



Uíma - micro açude



Uíma - construção de micro açude



Uíma - charco



Uíma - participação pública (plantação)



Uíma - estacaria viva



Uíma - participação pública



Uíma - passadiço



Uíma - muro vivo



Uíma - defletor de corrente (madeira)



Uíma - enrocamento vivo



Uíma - gabiões vivos



Uíma - enrocamento vivo



Uíma - manto de fibra de cocô



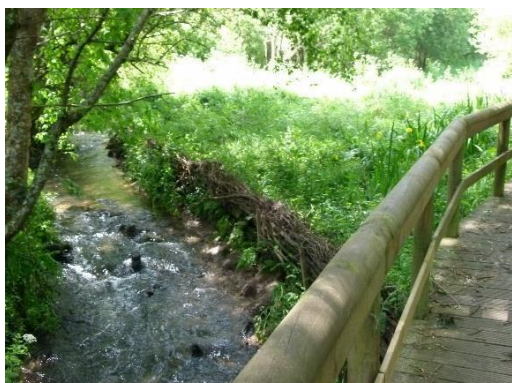
Uíma - entrançado vivo



Uíma - plantação de autóctones



Uíma - sensibilização ambiental



Uíma - faxina viva



Uíma - micro açude e faxina viva



Carnide – Micro-Açude 1



Carnide – Micro-Açude 2



Carnide - captações de rega



Carnide - ocupação do domínio hídrico



Carnide - participação pública

Análisis de Buenas Prácticas

Fernando Magdaleno

Centro Ibérico de Restauração Fluvial, Espanha

RENATURALIZACIÓN DELAS MÁRGENES DEL RÍO ARGA EN PAMPLONA (ESPAÑA)

Descripción del proyecto

Introducción

La renaturalización del entorno del río Arga surge en un principio como un proyecto de recuperación del tramo urbano del río Arga en Pamplona, extendiéndose en la actualidad como un proyecto mucho más ambicioso, que implica más de 70 km de río en 17 municipios distintos.



Figura1. Localización general y fases del proyecto de renaturalización del río Arga

El objetivo prioritario del programa de renaturalización del río Arga en Pamplona es la integración de los entornos fluviales en la estructura urbana de la ciudad, manteniendo y potenciando sus valores naturales, corrigiendo los impactos existentes y mejorando su funcionamiento hidráulico en los momentos de avenida.

Este objetivo general se ha desglosado a lo largo de las distintas actuaciones en los siguientes apartados:

- Recuperar áreas de la ciudad situadas en el entorno de los ríos, degradadas en la actualidad en sus condiciones ambientales y de uso, ocupadas por actividades industriales o por otros usos que generan impactos ambientales de importancia.
- Conseguir la accesibilidad de todas las riberas, o cuando menos posibilitar un recorrido longitudinal ininterrumpido para cada río, pasando de una a otra orilla.
- Favorecer la evolución natural de los entornos fluviales para que se desarrollen los ecosistemas característicos, creando corredores naturales en un medio eminentemente urbano.
- Fijar mediante actuaciones blandas el curso del río, que ha permitido una amplia variedad de usos y una gran calidad paisajística.
- Definir los tratamientos y usos más adecuados del cauce, riberas y zonas de influencia para permitir un paso suficiente de aguas en las crecidas, con el objeto de minimizar los efectos de las inundaciones que se producen.

Tras vivir de espaldas al río, después de años de contaminación de sus aguas, en 1984, el Plan General de Ordenación urbana de Pamplona se plantea la recuperación del espacio fluvial para el recreo de sus ciudadanos.

Se comienza así años después, el Plan Integral del Arga (1998-2001) seguido del Plan Integral de los Ríos de Pamplona (2003- 2009): Arga (segunda fase), Elorz y Sadar, llegándose a consolidar un Parque lineal de más de diecisiete kilómetros de longitud. En total, se ha actuado sobre más de 28.000 metros lineales de orilla, una superficie de casi 800.000 m² y se han plantado más de 17.000 árboles.

Las actuaciones han sido muy variadas, desde la recuperación del cauce y de las orillas del río, la creación de un paseo peatonal y ciclable, hasta la integración en el conjunto de nuevos parques, pasarelas y embarcaderos además de la recuperación del patrimonio histórico ligado al río (antiguos molinos de agua y puentes).

Esquema del proyecto

El Parque Fluvial de Pamplona comprende hoy en día un paseo natural de recreo para viandantes y ciclistas de alto valor paisajístico que discurre a orillas de los ríos Arga, Elorz y Sadar.

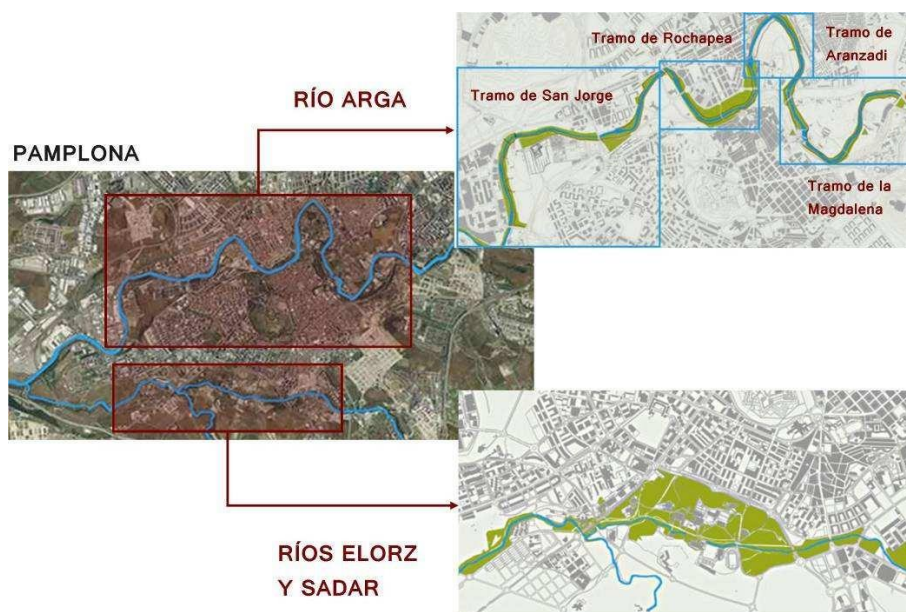


Figura 2. Tramificación del Parque Fluvial de Pamplona, basada en la renaturalización del río. Fuente: Elaboración propia.

El Paseo Fluvial del Arga es un camino de once kilómetros de longitud que discurre a orillas del río Arga. Se adentra en la ciudad de Pamplona por las huertas de la Magdalena, cruza el barrio de la Rochapea y, tras aproximarse al casco urbano de la ciudad, se aleja por el barrio de San Jorge. El Paseo recorre también las orillas de muchas localidades de la Cuenca de Pamplona como Burlada, Villava, Arre, Barañáin o Zizur Mayor.

El tramo del Arga intervenido dentro del tramo urbano de la ciudad de Pamplona puede subdividirse a su vez en 4 subtramos:

1) Tramo de la Magdalena: Es el primer meandro del Parque Fluvial, hasta el Puente de la Magdalena. Es un paseo entre huertas de hortalizas, granjas y cercados con ganado. Pronto se llega hasta una presa, donde están el Molino de Caparroso, que nos conduce hasta el Parque de la Tejería. Al final del meandro nos encontramos con el puente gótico de la Magdalena (siglo XII), por donde pasa el camino de Santiago. Si miramos hacia Pamplona, todo este paseo es paralelo al parque de la Media Luna y al lienzo más antiguo de la muralla, la Ronda Barbazana.



Figura 3. Principales hitos del tramo de la Magdalena del Parque Fluvial de Pamplona Fuente:
<http://www.parquefluvialdepamplona.es>

Puentes

- **Puente de la Magdalena:** es la entrada principal del camino de Santiago en la ciudad. Declarado monumento histórico-artístico en 1939 fue restaurado por última vez em 1963.
- **Puente de Beloso:** construido en el siglo XIX, da acceso a la carretera hacia Francia por Roncesvalles.

Pasarelas

- **Las Pasarelas:** realizadas en el año 2000 sustituyendo a las antiguas de hormigón y madera, comunican el barrio de la Magdalena con Villaba y Burlada.
- **Pasarela del Club de Natación:** realizada en el año 2008.
- **Pasarela de Beloso**

Otras Infraestructuras

- **Escuela de piragüismo. Molino Caparoso.**
- **Club de Natación.**



Figura 4. De izquierda a derecha y de arriba abajo: Puente de la Magdalena, Las pasarelas, Pasarela del Club de Natación y Molino de Caparroso.

Fuente: <http://www.parquefluvialdepamplona.es>

2) Tramo de Aranzadi: El parque fluvial en este tramo, comprendido entre el Puente de la Magdalena y el de San Pedro, presenta un paisaje más urbano. En la calle Errotazar se encuentra el Museo de Educación Ambiental y a partir de allí el camino continúa hasta llegar al Parque de Runa, con el monte San Cristóbal al fondo. El Puente de San Pedro es el más antiguo de la ciudad. De origen romano, su aspecto actual es medieval. En este punto se pueden observar las murallas como telón de fondo: el Bastión del Redín, el Revellín de los Reyes y el Baluarte Bajo del Pilar.

Puentes

- Puente de la Chantrea, en hormigón es del año 1960
- Puente de San Pedro

Pasarelas

- Pasarela de Alemanes: año 2005

Otras Infraestructuras

- Presa y Molino de Ciganda. Fue un molino harinero convertido posteriormente en una central eléctrica
- Huertas de Aranzadi
- Azud de San Pedro
- Museo Educación Medioambiental
- Ciudad deportiva Aranzadi

- Parque del Runa



Figura 5. Principales hitos del tramo de Aranzadi del Parque Fluvial de Pamplona



Figura 6. De izquierda a derecha y de arriba abajo: Puente de la Chantrea, Presa y Molino de Ziganda, Pasarela de los Alemanes y Proyecto ganador del Concurso Internacional de ideas convocado en 2008 para las huertas de Aranzadi.

3) Tramo de Rochapea: Este tramo del Arga se acerca de nuevo a los pies del casco antiguo, paralelo al Paseo de Ronda, que lleva hasta el Parque de la Taconera, por el Portal Nuevo. Desde aquí se divisan las torres de la Catedral, el Archivo de Navarra y todo un frontal de casas en tonos pastel que forman una de las vistas más hermosas de la ciudad intramuros. Esta parte del río está llena de actividad: pescadores, piragüistas y embarcaciones de remo que parten del puente medieval de la Rochapea o de Curtidores. Al lado están los Corralillos, espacio en el que las reses bravas en San Fermín

aguardan a ser trasladadas hasta la Plaza de Toros en los famosos encierros. Más adelante se llega hasta el Puente de las Oblatas, de factura reciente, y más adelante hasta el puente gótico de Santa Engracia.

Puentes

- Puente del Vergel
- Puente de la Rochapea/Curtidores
- Puente de las Oblatas
- Puente de Santa Engracia
- Puente de los Cuatro Vientos

Pasarelas

- Pasarela de Plazaola

Otras Infraestructuras

- Parque de la Runa
- Club de remo
- Presa de Santa Engracia



Figura 7. Principales hitos del tramo de Rochapea del Parque Fluvial de Pamplona

4) Tramo de San Jorge: Tras salvar el Puente de Cuatro Vientos por la calzada y descender de nuevo al río se retoma este tramo, adoquinado de ladrillo rojo. El cauce del río va estrechándose, con lo que el agua lleva mayor velocidad. El paseo deja atrás un frontón, una fuente, la presa y el molino de Biurdana y se aleja cada vez más de la ciudad adentrándose en un paisaje tranquilo, arbóreo y silencioso. Al otro lado, a lo lejos, el barrio de San Juan. En este tramo hay otro puente centenario, el de Miluce, de origen romano o alto medieval, reconstruido en el XIX. A partir de ahí el río continúa hasta dejar atrás Pamplona.

Puentes

- Puente de San Jorge
- Puente de Miluce
- Puente Landaben

Pasarelas

- Pasarela de los Tubos
- Pasarela de San Jorge
- Pasarela de los Viveros
- Pasarela de Barañáin

Otras Infraestructuras

- Jardín de Eugui
- Presa, Molino y parque de Biurdana
- Cementerio de San Jose "Berichitos"
- Ciudad Deportiva San Jorge Aquavox
- Presa de harinera

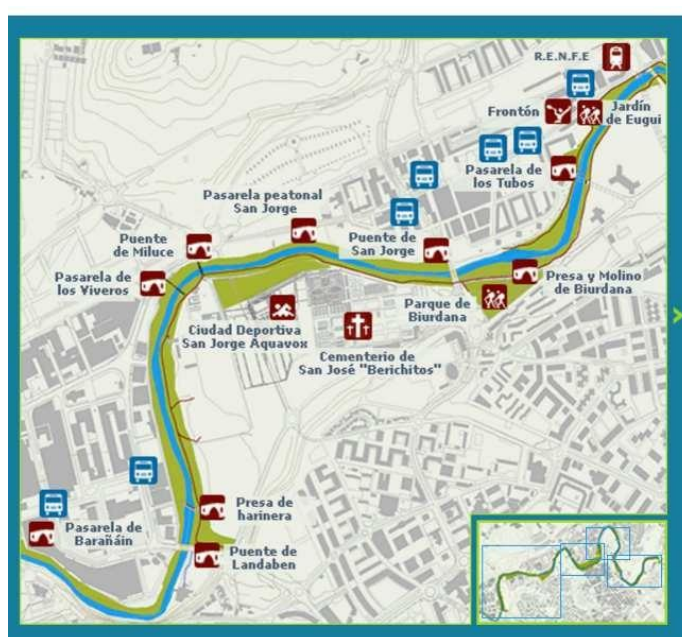


Figura 8. Principales hitos del tramo de San Jorge del Parque Fluvial de Pamplona

Por otro lado se encuentra el tramo de los ríos Elorz y Sadar: este tramo discurre al sur del término municipal de Pamplona con una longitud de seis kilómetros y medio, al pie de la meseta de la ciudad.



Figura 9. Principales hitos del Elorz y Sadar

En este momento se está trabajando en el proyecto que permitirá dar continuidad al parque fluvial del río Sadar. Se ha procedido a la demolición de antiguas industrias que habían obligado a la canalización del río y en breve se restituirán los márgenes permitiendo unir los campus universitarios a través de un corredor natural.

Puentes

- Puente de Aróstegui
- Puente nuevo de Acellanlanda
- Puente de Otzandazubia
- Puente de la Cruz verde
- Puente de la Avenida de Navarra
- Puente del Sadar
- Puente de la UPNA
- Puente del Rectorado
- Puente de la Arrosadía
- Puente de Ugaldeta

Pasarelas

- Pasarela del grupo Urdanoz
- Pasarela Echavacoiz
- Pasarela de Comedores
- Futura conexión con Donapea

Otras Infraestructuras

- Unión deportiva Echavazoiz
- Instalaciones Deportivas Universidad de Navarra
- Club Atlético Osasuna. Estadio Reyno de Navarra
- Instalaciones deportivas Universidad Pública de Navarra
- Universidad Nacional a Distancia

Localización y sistema ambiental en que está inscrito.

El río Arga nace en Quinto Real en las estribaciones de los Pirineos y desemboca en el río Aragón en la localidad de Funes.

Tiene una longitud de 145 km, a lo largo de los cuales drena una superficie de 2.550

km². Su cuenca tiene una altitud media de 612 m, con una cota máxima de 1.493 m.s.n.m. en el pico Beriáin y una mínima de 275 m.s.n.m. en su desembocadura.

Está represado en el embalse de Eugui, cuyo uso principal es el abastecimiento de agua de la comarca de Pamplona.

Su aportación anual, medida en el aforo de Echauri, es de 1.213 hm³, mientras que en su desembocadura (aforo de Peralta) asciende a 1.747,4 hm³. Los caudales mensuales presentan un ritmo pluvial oceánico debido a que este ambiente climático caracteriza su cabecera y principales afluentes (Araquil, Salado, etc.)

Presenta altas aguas de noviembre a mayo, período dentro del cual destaca un pico en marzo debido a la fusión de la nieve retenida durante la época invernal en las estribaciones montañosas de cabecera (Pirineos) y curso medio (Urbasa-Andía). Durante el período de aguas altas aporta 1.503 hm³ que equivalen al 86% de la aportación anual. Esta importancia relativa invernal probablemente todavía sería mayor de no existir el embalse de Alloz que ejerce una importante regulación sobre sus caudales de estiaje. El estiaje más profundo conocido fue de 0,8 m³/s.

Sus crecidas afectan a un total de 51 días en Echauri y a 22 en Peralta. Su máximo caudal conocido ha sido de 2.049 m³/s en el aforo de Peralta. A tenor de estos valores máximos cabe esperar, según la distribución de Gumbel, en un período de 5 años, al menos una vez, un caudal de 850 m³/s; de 1.044 m³/s en uno de 10 años, de 1.455 m³/s en uno de 50 años y de 1.640 m³/s en uno de 100 años.

El tramo urbano de Pamplona se sitúa al pie de la cadena pirenaica, donde ésta enlaza con las montañas vascas. Aunque de vertiente mediterránea, la cercanía a las divisorias atlánticas y la relativamente escasa altitud de las mismas, proporciona a toda la zona una situación de transición climática y biogeográfica que es quizás su nota más característica.

El núcleo urbano primitivo de la ciudad se localiza sobre una alta terraza fluvial encuadrada por las llanuras aluviales del río Arga al norte y los ríos Sadar y Elorz al sur. El millón de metros cuadrados del Parque Fluvial lo convierten en el gran pulmón verde de la ciudad de Pamplona.

La flora autóctona recuperada y el entorno campestre de huertas y granjas contrasta con el cercano ambiente urbano. Fresnos (*Fraxinus angustifolia* y *Fraxinus excelsior*), sauces (*Salix alba* y *Salix atrocinerea*), alisos (*Alnus glutinosa*), tilos (*Tilia platyphyllos*) o endrinos (*Prunus spinosa*) forman la flora autóctona, que convive con una variada fauna de tortugas, peces y patos, entre otros. El río Arga, así como sus afluentes en el tramo del municipio de Pamplona no atraviesa ningún enclave de la Red Natura 2000.

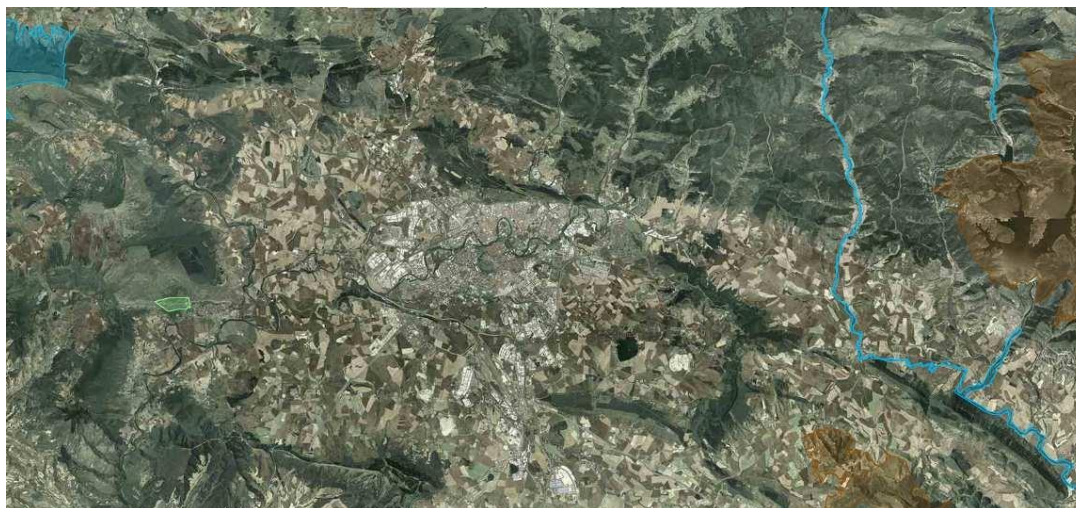


Figura 10. Espacios de la Red Natura 2000 más cercanos al Parque Fluvial del Río Arga. En azul las zonas de especial conservación (ZEC), en marrón los lugares de importancia comunitaria (LIC) y en verde las zonas de especial protección para las aves. (ZEPA)

Población residente y usos del suelo

La escasa superficie del término municipal y el creciente aumento poblacional (un 167% entre los años 1950 y 2005 en Pamplona) ha propiciado a partir de los años 60 el desarrollo de la ciudad por las llanuras aluviales de Arga y los pies de montes del Sadar y del Elorz, ocupando espacios antes destinados a usos agrarios.

Aunque el Plan de ordenación vigente únicamente afecta a su término municipal, la realidad es que Pamplona no puede entenderse como un municipio aislado, sino enmarcado en el ámbito de la Cuenca junto a otras poblaciones que se han desarrollado junto a ella. El conjunto funciona como un área metropolitana, ya que de los 640.790 habitantes de Navarra, el 54 % se asienta en Pamplona y su Comarca. Pamplona alcanza los 196.000 habitantes.

El Parque Fluvial de Pamplona, de más de 17 kilómetros entre agua y vegetación, recorre murallas, puentes históricos y pasarelas, parques, presas y molinos, granjas y huertas, merenderos, embarcaderos, espacios de pesca, un frontón, un Museo de Educación Ambiental o los Corralillos de San Fermín, además de polígonos industriales casi en la confluencia con el Elorz.

Esto tiene incidencias socioeconómicas evidentes y tiene su importancia desde el punto de vista de los ríos, el agua y su calidad, la integración de un medio que debe entenderse como natural en un medio humanizado.

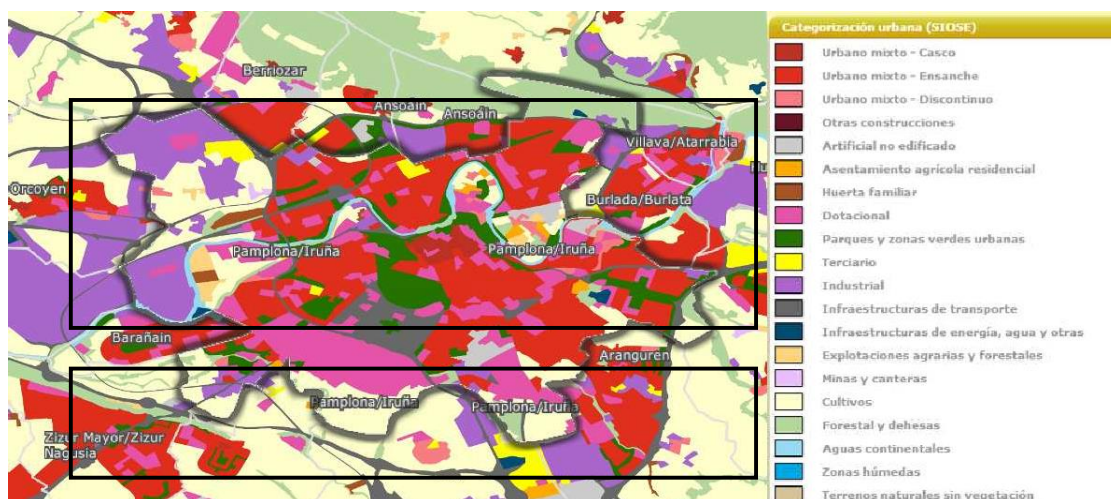


Figura 11. Usos de suelo según sistema SIOSE. Recuadrados en negro los tramos del parque fluvial. Nótese la variedad de usos desde industrial a explotaciones agrarias y forestales. Fuente: Portal SIU de Ministerio de Fomento

Situación ambiental (uso de los recursos ambientales, niveles de contaminación)

El suministro de agua a las poblaciones de la cuenca del Arga se encuentra en su mayoría organizado en mancomunidades. La demanda para uso urbano en la cuenca del Arga en el 2002 fue de 35 hm³/año. La demanda total ascendió en el año 2004 a 39,78 hm³/año y se tiene previsto que en el año 2018 haya ascendido hasta 56 hm³/año. Sin embargo, aquí hay que matizar que este tipo de previsiones son complicadas, y que dependen de múltiples factores. Las decisiones que se tomen de aquí en adelante acerca de temas como el modelo de desarrollo urbanístico, mejorar la eficiencia en el uso del agua, etc., junto a la evolución del crecimiento de la población influirán de forma definitiva en los consumos futuros. A la vez, hay que considerar que a la luz de la Directiva Marco del Agua (DMA, 2000/60/CE) se deben implementar políticas que permitan un ahorro en el consumo del agua mediante medidas de reutilización, optimización del uso, etc.

Abastecimiento	2003	2004	2005
Producción total de agua (m ³)	36.601.462	36.948.107	37.147.782
Consumo (m³)			
Doméstico	13.796.191	13.758.012	13.661.061
Administraciones Públicas	393.396	371.897	336.969
Asimilado a doméstico	1.208.303	1.197.923	1.230.047
Comercial-Industrial	8.958.836	8.870.985	8.839.315
Riego Privado	850.852	833.395	892.418
Combinadas	2.269.720	2.366.035	2.542.968
Servicios Municipales	654.392	738.461	792.606
Fuentes	124.662	125.927	139.535
Riegos Municipales	2.859.229	3.152.032	3.396.530
Obras	608.172	584.696	636.289
TOTAL RESULTADOS CONSUMO	31.723.753	31.999.363	32.467.738
Consumo (litros/habitante/día)			
Doméstico	159	156	152
Industrial	85	83	81
Riegos	35	38	46
TOTAL RESULTADOS CONSUMO	296	294	289

Figura 12. Producción de agua y consumo en la Mancomunidad de la comarca de Pamplona. Fuente: Documento Técnico para la Participación Pública en la Cuenca del Arga

La cuenca del Arga es además una zona con una fuerte presencia industrial. Según el catálogo de empresas del departamento de industria del Gobierno de Navarra (2003) en los 82 municipios Navarros que forman parte de la cuenca del Arga se tienen registradas 1396 empresas.

La industria se concentra principalmente en la comarca de Pamplona, y es donde es más diversa, incluyendo sectores como la automoción, el metal, las artes gráficas, el textil, etc. Otros núcleos importantes son el valle del Arakil (de Altsasua a Irurtzun), además de, Funes, Peralta y Falces donde predominan las de tipo agroalimentario, aunque también hay importantes empresas de otros sectores. La demanda de agua para la industria se sitúa en torno a los 20 hm³ y se estima que para 2018 podría alcanzar los 30 hm³.

La presencia de estas industrias contaminantes además afecta a la calidad del agua. En el Plan Hidrológico de la cuenca del Ebro aprobado en 1998 se definieron en el río Arga dos tramos en función del objetivo de calidad. Hasta la localidad de Pamplona se definió un objetivo C1 y desde esta localidad hasta la desembocadura el objetivo es el C2. El objetivo de calidad C1 supone conseguir que el agua de ese tramo sea apta para la vida de los peces (salmónidos) y para la producción de agua potable tipo A1 (tratamiento físico y desinfección para su potabilidad). El objetivo de calidad C2 supone agua apta para la vida de los peces (ciprínidos) y producción de agua potable tipo A2 (tratamiento físico, tratamiento químico y desinfección) y para baños.

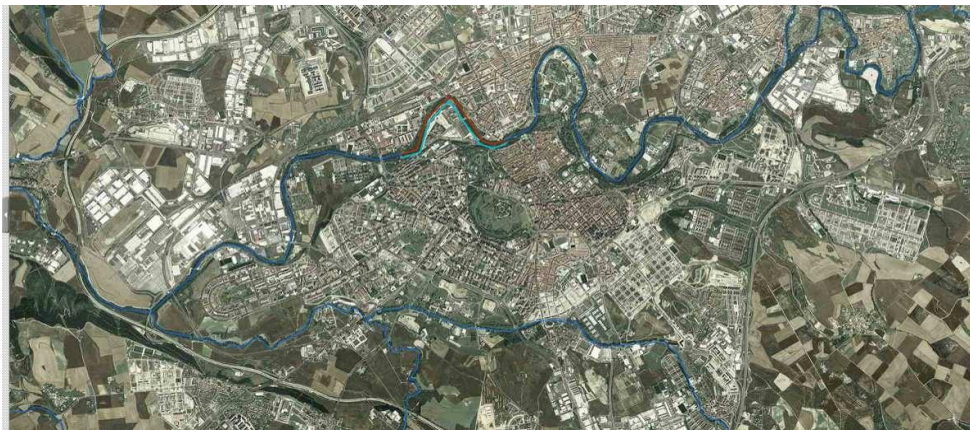


Figura 13. En azul oscuro se muestran los lugares de pesca libre extractiva en todo el curso del Arga. En azul claro y rojo se muestran los escenarios deportivos y los tramos de captura y suelta respectivamente Fuente: SITNA

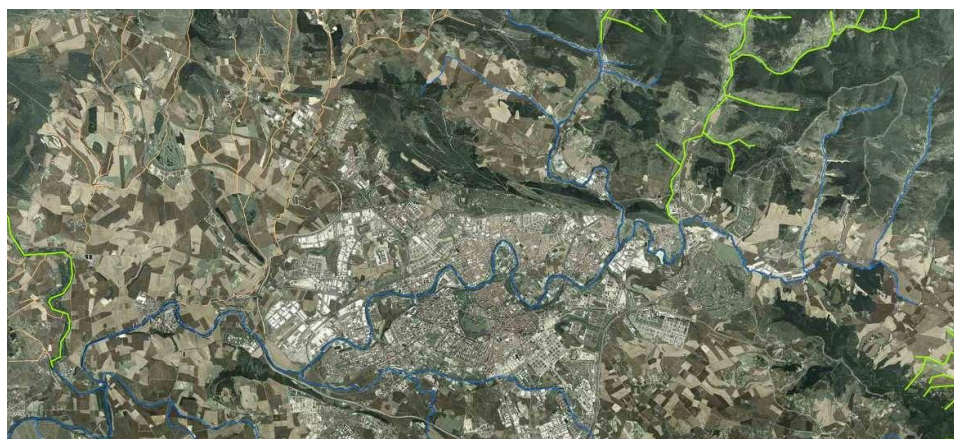


Figura 14. Tramificación de pesca 2015: En azul oscuro se muestran los lugares de regulación ciprinícola extractiva. En verde tramos de regulación salmonícola mixta y en naranja la regulación salmonícola superior en cauces secundario Fuente: SITNA

La Confederación Hidrográfica edita informes mensuales en los que evalúa si se están cumpliendo los objetivos de calidad fijados para cada tramo. Los resultados analíticos de los últimos años muestran que la calidad medida en casi todas las estaciones de control cumple el objetivo de calidad para abastecimiento, ya que no superan los límites “imperativos” marcados en la legislación. Sin embargo en esta cuenca existen algunos puntos de control que en algunas ocasiones no alcanzan los objetivos de calidad. Esto ocurre en el Arga aguas abajo del vertido de la Estación depuradora (EDAR) de Pamplona y hasta Puente la Reina.

La calidad del río Elorz en Pamplona es baja en casi todas las ocasiones, según los bioindicadores utilizados por la Confederación hidrográfica del Ebro.

En general, la composición de la comunidad de peces en los distintos tramos del río es acorde con las características ecológicas del tramo, tanto en la composición específica como en la frecuencia relativa de cada una de ellas dentro de la comunidad. Sin embargo, existen a lo largo de toda la cuenca especies introducidas que no forman parte del ecosistema natural, como son la trucha arco-iris, el gobio, el alburno, la carpa, el carpín, el pez gato y la perca americana. Afortunadamente, en su gran mayoría se trata

de especies que no se consideran excesivamente dañinas.

Organización de la sociedad civil local y procedimientos de actuación del poder público

En 1982 se constituyó la *Mancomunidad de la Comarca de Pamplona*, que aglutinó en primer lugar las competencias en materia del ciclo integral del agua de los municipios comarcales. Tras varios planes de saneamiento y depuración, financiados por el *Gobierno de Navarra* y la *Unión Europea*, se alcanzó en 1999 la completa depuración de los ríos que atraviesan la Comarca de Pamplona.

En 1999, las ocho entidades asentadas junto a los ríos comarcales y la sociedad pública *Navarra de Infraestructuras Locales* constituyen el *Consortio del Parque Fluvial de la Comarca de Pamplona*, que unido al *Ayuntamiento de Pamplona* establecen el objetivo de crear el Parque Fluvial.

En la fase de redacción del proyecto se contó con la participación de los diferentes sectores sociales a través del desarrollo de mesas redondas.

Una vez redactado el proyecto, en el trámite de aprobación, se sometió a un proceso de exposición pública a través de la *Confederación Hidrográfica del Ebro* y del *Gobierno de Navarra*.

Tras una intensa participación ciudadana, queda resuelto de forma satisfactoria el debate social sobre la necesidad de un espacio público natural para la mejora de la calidad de vida de los ciudadanos.

Se ejecutan las obras del parque (paseo, áreas recreativas, centro de información y sensibilización del Batán, etc.) y en 2007 la competencia del Parque Fluvial de la Comarca de Pamplona pasa a formar parte de la *Mancomunidad de la Comarca de Pamplona*, facilitándose la toma de decisiones entre todas las entidades que lo conforman.

A través de un plan de gestión anual, consensado por el foro de trabajo del que forman parte las ocho entidades locales integrantes del parque, se lleva a cabo el mantenimiento y dinamización del Parque Fluvial, así como la financiación compartida del mismo.

El gran uso del Parque Fluvial como espacio público metropolitano pone de manifiesto su éxito social. Esto ha motivado el interés en dar continuidad a esta iniciativa mediante la ampliación del parque a otros municipios de la Comarca, lo que aliviaría la congestión que en determinados sectores y épocas se registra en el tránsito del parque.

Factor generador de trabajo de renaturalización

Debido a que la puesta en marcha del proyecto del Parque Fluvial del Arga ha sido un proceso complejo, en varias fases, muchos municipios y con financiación diversa, no se pueden tener datos relativos al empleo que estos trabajos han generado. En todo caso, puede afirmarse que en la realización de las obras el impacto ha sido netamente positivo,

si se tienen además en cuenta los puestos de trabajo necesarios para el mantenimiento del parque.

Instituciones responsables de los estudios y realización del proyecto

De forma resumida cronológicamente los hitos de las actuaciones realizadas son los siguientes:

- 1984: Plan General de Pamplona: Parque fluvial del Arga.
- 1988: Ley Foral 10/1998 de Saneamiento de las Aguas Residuales de Navarra, desarrollada por: Plan Director de Saneamiento (1989). Plan de Restauración y Mantenimiento de los Cursos Fluviales de Navarra.
- 1993: Estudio sobre el medio físico y urbano del Arga en Pamplona.

Propuestas básicas para la creación del Parque Fluvial.

- 1996: Plan Integral del Arga. Financiado por el Ayuntamiento de Pamplona (20%) y Fondos de Cohesión Europeos FIMMA (80%).
- 1997: Estudio sobre el Patrimonio Natural de Pamplona.
- 1998 – 2001: Ejecución obras del Plan Integral del Arga.
- 1998: Proyecto de Parque Fluvial de la Comarca.
- 1999 – 2002: Plan Municipal de Pamplona. Parques Fluviales del Arga, Elorz y Sadar, definidas como estructuras lineales.
- 2000: Plan Integral de los Ríos de Pamplona: Arga (2ª Fase), Elorz y Sadar (2000). Financiado por el Ayuntamiento de Pamplona (20%) y Fondos de Cohesión Europeos FIMMA (80%).
- 2003-2009: Ejecución obras del Plan Integral de los Ríos de Pamplona.
- 2007-2013: Programa Operativo Fondo de Cohesión- FEDER España, La asignación máxima prevista de estos fondos para las actuaciones promovidas por Pamplona, es de 7,68 millones de euros.
- En los últimos años algunas de las obras del Parque fluvial han sido convocadas por el Ayuntamiento de Pamplona mediante concursos internacionales. Es el caso entre otros, del Parque del Meandro del Aranzadi convocado en 2008 y con inicio y finalización de la obra en 2012, y el de la pasarela entre Rochapea y Aranzadi en 2014.

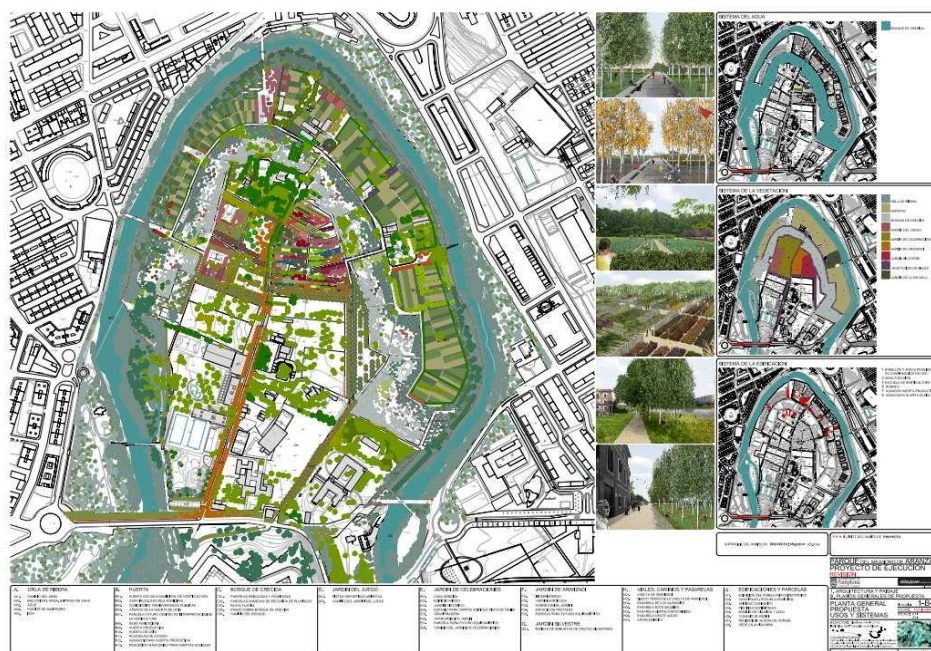


Figura 15. Proyecto de ejecución del Parque del meandro de Aranzadi. AldayJover Arquitectos. Fuente: Ayuntamiento de Pamplona.

También ha habido intervenciones de iniciativa privada como la protagonizada por Volkswagen Navarra, que en el año 2015 ha promovido la plantación de 730 árboles, la creación de un área recreativa infantil en el tramo que discurre por los alrededores de la fábrica de Pamplona, donde la empresa ha cedido 21.0m². Esta iniciativa se enmarca en la estrategia de sostenibilidad de Volkswagen, denominada *Think Blue*. La inversión fue de 100.000 € y ha sido liderada por la Mancomunidad de la Comarca de Pamplona.

Descripción de los estudios técnicos-científicos, jurídicos que apoyan el proyecto

- “Estudio sobre el medio físico y urbano del Arga en Pamplona.
- Propuestas básicas para la creación del Parque Fluvial”. 1993.
- “Proyecto de Parque Fluvial de la Comarca”. 1998
- “Estudio de Evaluación, Gestión y Ordenación Hidráulica del Riesgo de Inundaciones en la Comarca de Pamplona, de la cuenca vertiente del río Arga y sus afluentes a su paso por Etxauri”, realizado por TRACASA en diciembre de 2012.

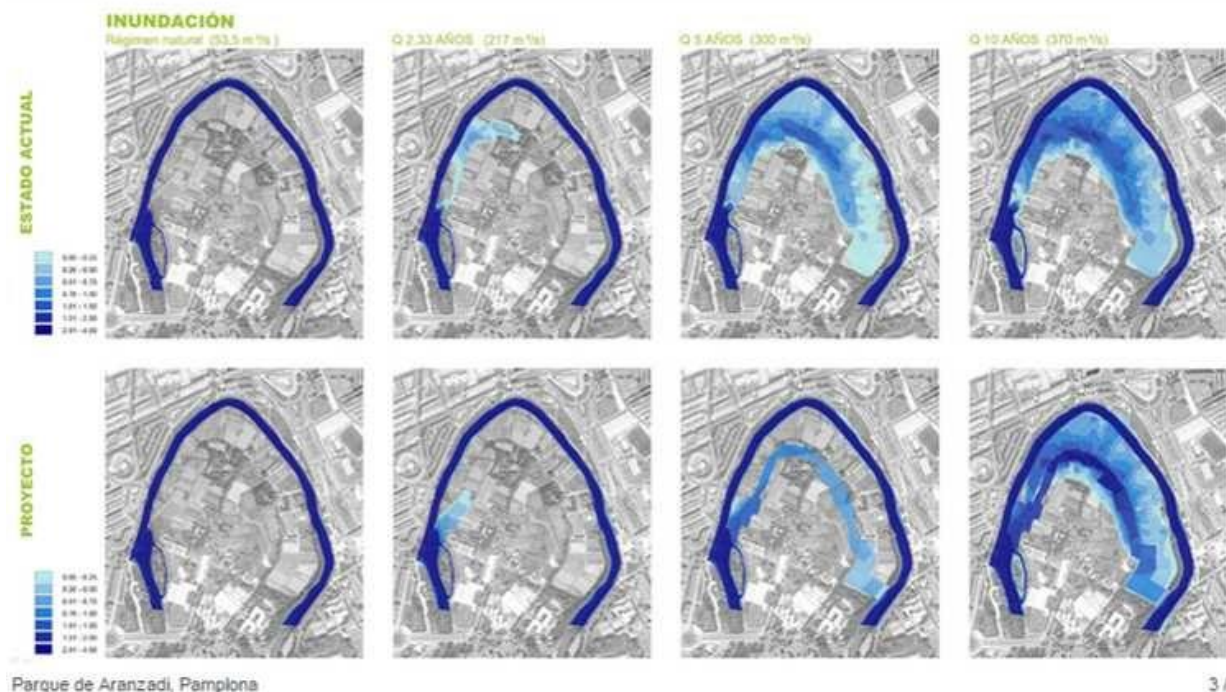


Figura 16. Estudio de inundaciones para el tramo del Parque del Meandro del Aranzadi.
AldayJover Arquitectos. Fuente: www.arqa.com

Etapas de planeamiento e implantación del proyecto y respectivos costes.

La renaturalización del tramo urbano del río Arga (Parque Fluvial) es el resultado de varias décadas de esfuerzo dedicadas a la recuperación ambiental, gracias en parte al apoyo económico de la Unión Europea.

El Plan de actuación ha permitido la recuperación del cauce y las orillas del río, mediante su desbroce y saneamiento, y la creación de un largo paseo natural ininterrumpido para poder realizar a pie o en bicicleta, jalonado de nuevos parques, pasarelas, embarcaderos y viejos molinos hoy renovados.

A lo largo de la historia, el crecimiento demográfico y el desarrollo industrial habían contaminado los cauces de los ríos de Pamplona. El ciudadano había huido de este entorno natural degradado y vivía de espaldas a sus cauces.

En el Plan General de 1984, Pamplona se plantea la recuperación de este hábitat natural como un objetivo prioritario, integrando el entorno fluvial del Arga en la ciudad no solo como un espacio público de ocio sino como motor de un urbanismo racional y sostenible.

No ha sido hasta hace pocos años cuando esa integración está siendo efectiva, con la ejecución de las obras de la primera fase del Plan Integral del Arga (1998-2001), que permite la creación de un parque lineal de 11 km de longitud que permite potenciar los valores naturales del Arga y su entorno, integrándolo en la estructura urbana de la ciudad y consiguiendo así un conjunto de enorme diversidad, variedad y riqueza urbana y paisajística.

El nuevo Plan Municipal no solamente engloba este entorno fluvial sino que lo completa con la integración de los Parques Fluviales de los ríos Elorz y Sadar con una longitud aproximada de 6,5 km, que ha permitido la puesta en marcha de la segunda fase del Plan Integral del Arga y de los ríos Sadar y Elorz (2003-2009).

Detalle del proyecto de renaturalización

A continuación se exponen las cifras resumen del proyecto: Zona afectada

Río Arga: 11,00 km

Río Elorz: 2,74 km Río Sadar: 3,72 km Total: 17,46 km

Ratios inversión

Inversión total: 17.205.589,00 € Longitud de río: 17,46 km Superficie tratada: 798.000,00

m² 1.002,66 €/m

21,56 €/m²

Costes y financiación

	Ayuntamiento de Pamplona [20%]	Fondos de Cohesión Europa [80%]	TOTAL
Plan Integral del ARGA (1ª Fase) [1998-2001]	1.280.990	5.123.961	6.404.951
Plan Integral de los Ríos de Pamplona: ARGA (2ª Fase), ELORZ Y SADAR [2003-2009]	2.160.128	8.640.510	10.800.638
TOTAL [euros]	3.441.118	13.774.471	17.205.589

Actuaciones realizadas

	ARGA (Fase1) [1998-2001]	ARGA (Fase2) [2003-2009]	ELORZ-SADAR [2003-2009]	TOTAL
Tratamiento de orillas [m]	19.780	4.908	4.040	28.728
Superficie tratada [m ²]	500.000	178.000	120.000	798.000
Camino habilitado [m]	9.115	6.005	1.102	16.222
Arbolado plantados [ud]	6.726	6.408	3.912	17.046
Mobiliario colocado [ud]	601	228	60	889

Pasarelas peatonales [ud]	3	3	1	7
Rehabilitación de puentes históricos [ud]	-	2	-	2

Problemas y aciertos en las diferentes soluciones

Problemas

- Las masas de agua de esta zona del Arga se clasifican en riesgo alto de no llegar a alcanzar los objetivos ambientales de la DMA, salvo el río Sadar que está en riesgo bajo y la del Elorz que se ha clasificado como fuertemente modificada. La principal presión que provoca estas clasificaciones en el río Arga es la gran carga de vertidos contaminantes, tanto urbanos como industriales, que recibe a su paso por la Pamplona. Ya en San Jorge solo la mitad de los muestreos alcanzan los objetivos de calidad de la DMA, en Landaben la calidad empeora algo más, y en Ororbia solo 3 de los 18 muestreos realizados (desde 1996) alcanzan los objetivos de la DMA. La planta depuradora de Arazuri, que trata las aguas residuales de Pamplona, está produciendo una sensible mejora de la calidad físico-química del río Arga. No obstante, se detectan por debajo de su vertido altos contenidos de amonio, DBO5, cloruros y sólidos en suspensión que frecuentemente superan los niveles de calidad exigidos por la legislación vigente, para este tramo del río Arga. Además, se observa un contenido significativo en la concentración de fosfatos, con valores que frecuentemente superan los 0,30 mg/l (valor límite que recomienda la E.P.A para la prevención de la eutrofización), existiendo en este tramo una importante eutrofización del agua. El río Elorz suele evidenciar problemas de contaminación orgánica y de niveles algo elevados de nitratos
- Algunos azudes (molino de Ziganda, presa de San Pedro y presa de San Jorge) suponen una ruptura de la continuidad del río. Además, ralentizan la velocidad del agua, disminuyen su oxigenación, la capacidad de autodepuración y favorecen la eutrofización.
- Presencia de especies alóctonas tanto de fauna piscícola como de vegetación riparia
- Existen problemas de inundación de zonas urbanas en la Comarca de Pamplona, donde el crecimiento económico, industrial y urbano han llevado a la ocupación paulatina de las llanuras de inundación contiguas a los ríos, es decir, del espacio fluvial. Aquí se concentra el 50% de la población navarra y no se puede decir que el urbanismo haya sido afortunado en relación con las inundaciones, habiendo sido urbanizados lugares de alto riesgo



Figura 17. Análisis del incumplimiento de la DMA en la Cuenca del Arga. Fuente: Buscando soluciones para el Arga. Centro de Recursos Ambientales de Navarra.

Aciertos

- La importancia del liderazgo de una empresa pública (NILSA) radicada en las competencias del *Gobierno de Navarra*, con su papel coordinador y animador.
- La necesidad de un proyecto supramunicipal que aglutine los intereses de diferentes entidades locales y que sean consensuados por diferentes sectores de los pueblos del ámbito del parque y la ciudadanía en general
- La generación de un sistema lúdico y de servicios ecosistémicos generado en torno al río Arga para los vecinos de la ciudad de Pamplona y los municipios de la cuenca.
- La puesta en valor de los valores patrimoniales del río (puentes, molinos, azudes, Museo de educación ambiental San Pedro, etc.)
- Integración del Parque fluvial en distintas rutas promovidas por el Ayuntamiento tanto para el conocimiento de la ciudad, como en circuitos saludables para la mejora de la salud de la población (guía de paseos para pacientes con EPOC)

Tiempo de implantación y percepción de resultados

Las intervenciones en el Parque Fluvial han sido constantes desde la promoción del Parque fluvial en 1996. Son por lo tanto 20 años los que lleva en funcionamiento, realizándose mejoras y distintos proyectos de ampliación prácticamente cada año. Los resultados han sido perceptibles desde el inicio de las obras, sobre todo desde el punto de vista de la percepción paisajística del río. Otros aspectos, como son la calidad biológica de las aguas, aún deben ser mejorados de forma paulatina en los siguientes

años.



**Figura 18. Construcción de la pasarela de San Jorge. Años 2008-2009. Subvencionado por la Unión Europea mediante fondos de cohesión (80%).
Fuente: Ayuntamiento de Pamplona**

Actividades de mantenimiento

El mantenimiento del Parque Fluvial dentro de la ciudad de Pamplona se organiza desde el Ayuntamiento, no habiéndose podido tener acceso a datos cuantitativos de este mantenimiento.

Sí se han obtenido datos para el Parque Fluvial de la Comarca de Pamplona, que excluye a Pamplona e incluye los municipios adyacentes de la Comarca. Se han incluido estos datos para dar una orden de magnitud.

Los entornos fluviales de la Comarca resultaron especialmente deteriorados a consecuencia del proceso urbanizador experimentado durante los años 50 y 60. El primer paso para recuperarlos se dio con la construcción de los colectores de saneamiento; con ellos, las aguas residuales son canalizadas hasta la Estación de Arazuri, donde son depuradas desde 1990.

Los Ayuntamientos de Burlada, Villava, Huarte, Zizur Mayor, Barañáin, Egüés, Ezcabarte, Esteribar fueron sensibles a esa posibilidad y sentaron las bases para la creación de un parque fluvial comarcal, que implicara la rehabilitación de las orillas de los ríos Arga, Ulzama y Elorz a su paso por dichos municipios. Así, junto al Gobierno de Navarra y la sociedad pública NILSA, constituyeron el 12 de enero de 2000 el Consorcio del Parque Fluvial de la Comarca de Pamplona.

La idea del Consorcio era recuperar el entorno del río Arga y sus afluentes mediante las medidas de limpieza y restauración necesarias con un triple objetivo:

- Medioambiental, para crear un amplio corredor verde que diese continuidad a las especies vegetales y animales.
- Lúdico, para habilitar un paseo continuo destinado a peatones y ciclistas, así como áreas recreativas dotadas de infraestructuras y plantaciones para el disfrute de la población y finalmente un objetivo.
- Cultural, para recuperar el patrimonio existente a lo largo del parque

En la primavera de 2003 el parque fue inaugurado y el Consorcio asumió su gestión, que incluyó obras complementarias y reparación de infraestructuras. En 2006, con el objetivo de aportar un enfoque más acorde al Ciclo Integral del Agua, el Consorcio acuerda traspasar a la Mancomunidad de la Comarca de Pamplona la gestión del Parque Fluvial a partir de 2007, coincidiendo con la disolución del propio Consorcio.

Recientemente se ha abierto la licitación por parte de la Mancomunidad de la Asistencia para las actividades de Conservación, Mantenimiento y Promoción del uso cívico del Parque Fluvial de la Comarca de Pamplona. El importe de dicho contrato será máximo de 72.000 € para 4 anualidades, teniendo en cuenta una dedicación de 600 h/año, distribuidas a lo largo de 7 meses del año en jornadas diarias de 4 horas, entre los meses de abril a octubre, ambos incluidos. Estas labores están detalladas para una longitud del Parque Fluvial de 26 km. Para más información sobre las labores de mantenimiento, remitimos al pliego de la licitación https://sedeelectronica.mcp.es/sites/default/files/Licitaciones/Asistencia/condicionado_control_conservacion_pf_2015341.pdf

Escenario actual de la cuenca (Anexo fotográfico)



Figura 19. El río Arga a su paso por el Puente Viejo de Burlada. Fuente: Ayuntamiento de Pamplona.



Figura 20. Pasarelas de La Magdalena. Fuente: Ayuntamiento de Pamplona

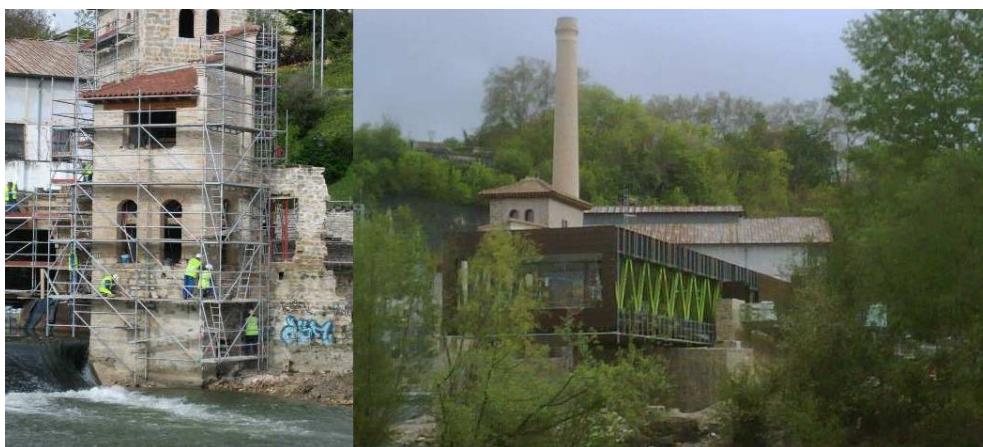


Figura 21. Restauración del Molino Caparroso como Escuela municipal de Piragüismo em el año 2008 y en 2009. Las obras finalizaron en 2010. (2007-2010) Fuente: Ayuntamiento de Pamplona.



Figura 22. Pasarela peatonal entre el Parque de Aranzadi y el barrio de Rochapea. Fuente: Ayuntamiento de Pamplona.



Figura 23. Vista de un cruceiro en el Parque de la Runa II. Fuente: Ayuntamiento de Pamplona. Una visión histórica del río Arga en Pamplona (Anexo fotográfico)



Figura 24. Competición deportiva en el río Arga (Pamplona) - Años 50.



Figura 25. Las antiguas pasarelas (1951)

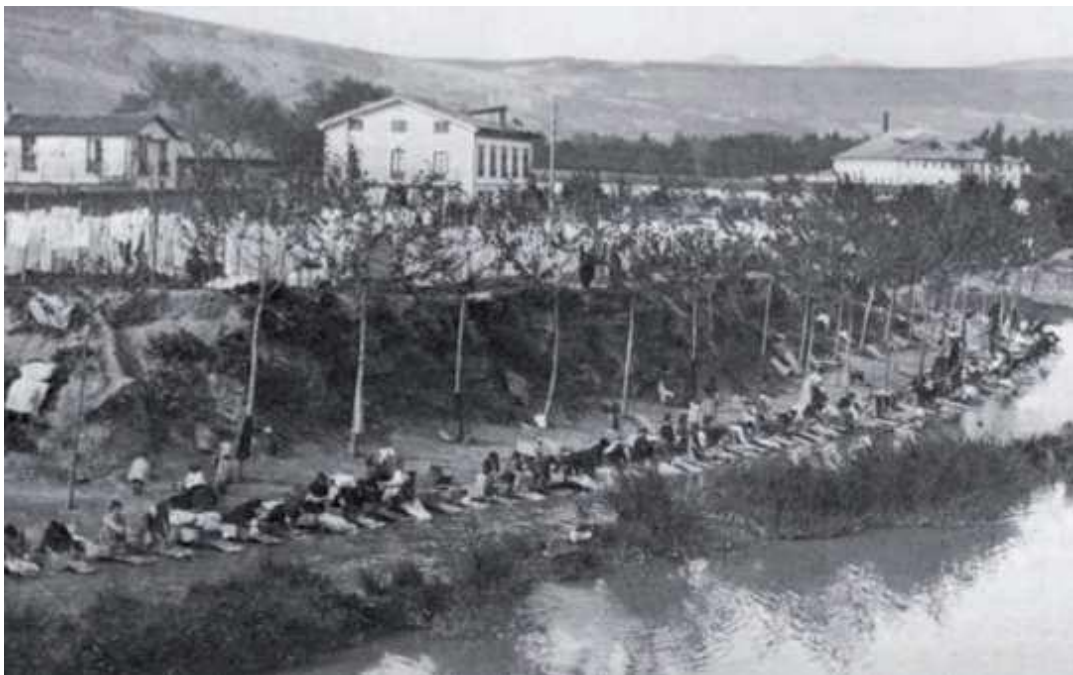


Figura 26. Lavanderas junto al puente de la Rochapea



Figura 27. Reforma del puente de la Magdalena (1963)



Figura 28. Puente de la Rocha Peña y ribera de Curtidores a comienzos del siglo XX. Foto: Julio Altadill



Figura 29. Postal de la harinera de Ilundáin (Pamplona). Foto: Colección familia Ilundáin



Figura 30. Foto aérea año 1929. Fuente: SITNA



Figura 31. Foto aérea año 1956. Fuente: SITNA



Figura 32. Foto aérea año 1982. Fuente: SITNA



Figura 33. Foto aérea año 1998. Fuente: SITNA



Figura 34. Foto aérea año 2014. Fuente: SITNA

Renaturalización del Márgenes del Río Manzanares em Madrid - Parque Madridrío(España)

Descripción del Proyecto

Introducción

El objetivo central del proyecto Madrid Río es la renaturalización del río Manzanares a lo largo del tramo urbano de Madrid, y la conexión de la ciudad con los territorios exteriores que la rodean, y que cuentan con importantes valores ambientales (como el monte de El Pardo al norte y las fértiles vegas al sur). Las redes de infraestructuras existentes en la ciudad a finales del siglo XX impedían la conexión del paisaje urbano y el medio natural circundante. Mediante el desarrollo del Proyecto, el río Manzanares se ha convertido en el elemento de conexión entre dichos entornos, a través de un corredor vegetal en sus riberas, y la construcción de diferentes puentes y pasarelas que conectan transversalmente los barrios y superan las antiguas desconexiones ligadas a las infraestructuras viarias y urbanas pre-existentes.



Figura 35. Plano esquemático del proyecto Madrid Río, cuyo objetivo era la renaturalización parcial del río y la reconexión de espacios urbanos y naturales, dentro y fuera de la ciudad (Fuente: Ayuntamiento de Madrid).

Los principales aspectos de la recuperación que se han tenido en cuenta son los siguientes:

- Incorporación del río en el medio natural de la ciudad como conector y eje de integración urbana entre el centro de la ciudad y los distritos del sur y oeste de la ciudad.
- Recuperación de la calidad del agua del río con calidad para agua de baño, evitando vertidos tóxicos y reduciendo la contaminación mediante la construcción de estanques de tormentas previos (hasta 6) y mejorando y adecuando el sistema de saneamiento (colectores y depuradoras).
- Puesta en valor del patrimonio arquitectónico asociado al río (Puentes de Segovia y Puente de Toledo, entre otros)
- Ampliación de la oferta recreativa y ambiental de los barrios adyacentes al río, mediante la creación de nuevos espacios verdes
- Creación de un compromiso de los ciudadanos de Madrid en el desarrollo de este nuevo espacio público, alentando la participación ciudadana y proporcionando información sobre cómo los proyectos pueden vincularse a otros aspectos culturales, deportivos y de ocio de la ciudad.
- Mejora de la movilidad y liberación del centro de la ciudad del exceso de

tráfico, reduciendo la duración de los trayectos y la accidentalidad.

Este proyecto fue seleccionado en el Concurso de Buenas Prácticas patrocinado por Dubai en 2014, y catalogado como GOOD.



Figura 36. Ubicación de Madrid capital, en el Centro de España

En el año 2003 el Ayuntamiento de Madrid desarrolló un proyecto de remodelación urbana, soterrando la principal vía de circunvalación de Madrid: la autovía M-30. Esta circunvalación había sido construida a finales de los años 60 como primer cinturón o anillo de la ciudad. En la zona suroeste de Madrid, el trazado de la autovía coincidió con el trazado del río, circulando en paralelo durante 6 km. De esa manera, el río quedó constreñido en ambas márgenes por los carriles de la autovía, quedando el cauce aislado y haciéndolo infranqueable para los ciudadanos. Entre 2003 y 2007 se realizó el soterramiento de la parte oeste de la M-30, eliminándose el tráfico en superficie y liberándose más de 50 ha previamente ocupadas por las calzadas de la autovía. Adicionalmente se recuperaron otras 100 ha previamente cubiertas por suelos infrautilizados en las inmediaciones de la autovía.

Posteriormente, en el año 2005, el Ayuntamiento de Madrid convocó un Concurso Internacional de Ideas para recoger propuestas para la ordenación y urbanización del espacio fluvial. Se propuso entonces la creación de un gran Parque urbano de 6 km de longitud y 1.500.000 m² de superficie, en ambas márgenes del río.

Las principales estrategias utilizadas para el desarrollo de los objetivos principales fueron las siguientes:

1. Recuperación de las márgenes del río. Se utilizaron las siguientes estrategias:
 - Potenciación de la continuidad entre los márgenes del río.
 - Ampliación de las superficies de zonas verdes al conectar espacios libres que

estaban segregados.

- Unión de barrios e integración de las áreas periféricas con el centro.
- Puesta en valor y mejora de la percepción de monumentos y elementos del patrimonio histórico y otros elementos de valor urbano y paisajístico.

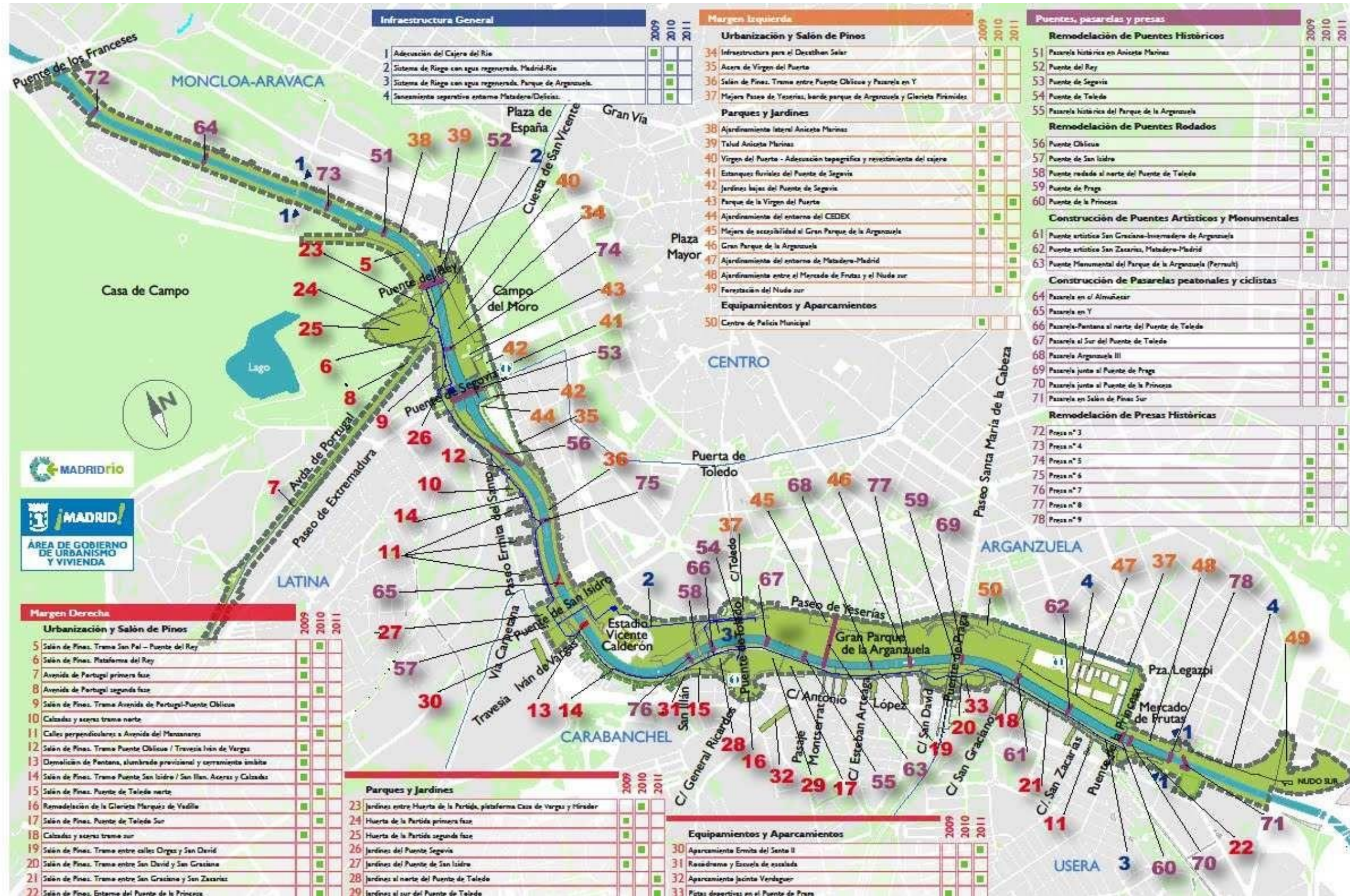
2. Reequilibrio del sistema de equipamientos públicos. Se utilizaron las siguientes estrategias.

- Optimización de los sistemas de equipamientos vinculados al río.
- Incorporación de usos lúdicos y deportivos para los distritos de ambas márgenes del río.
- Creación de sendas ciclistas y peatonales.

3. Um modelo de movilidad más sostenible. Se utilizaron las siguientes estrategias.

- Reordenación del tráfico en superficie.
- Incorporación de nuevos medios de transporte.

PROGRAMA DE LAS ACTUACIONES



OBRAS PARA EL PERIODO 2009-2011

Figura 37. Obras realizadas para el periodo 2009-2011. Imagen www.munimadrid.es

Esquema del Proyecto

El Espacio Madrid Río fue desarrollado a partir de diferentes elementos singulares, conectados entre sí:

- El Corredor de la margen derecha.
- El Nuevo Parque de Arganzuela.
- Los Jardines del Puente de Toledo.
- El Sistema de Puentes.

1. Corredor de la margen derecha

Se trata de una estructura en forma de corredor que discurre a lo largo de toda la margen derecha del río. Recibe el nombre de Salón de Pinos. Se encuentra construida casi en su totalidad sobre los túneles subterráneos, con un ancho medio de 30 metros, y 6 km de longitud. Por encima de las losas de hormigón que cubren los túneles se plantaron más de 9.000 unidades de *Pinus pinea*, *Pinus halepensis* y *Pinus pinaster*, de diferentes tamaños, formas (incluyendo troncos retorcidos, dobles e inclinados) y agrupaciones. Este Salón de Pinos intenta ser una prolongación de los pinares que cubren parte de la Sierra de Madrid.

2. Actuación en el Parque de Arganzuela

El nuevo Parque de Arganzuela es otro de los espacios principales de Madrid Río. Incluye el centro de creación contemporánea del Matadero. Este Parque representa la mayor superficie de ajardinamiento intensivo de la margen izquierda del río (33 ha). Su diseño se basa en la dinámica histórica del río, organizándose a partir de diferentes líneas entrecruzadas, dejando entremedias espacios para diferentes usos. Existe un camino principal directo plano, un camino secundario sinuoso y de cotas cambiantes, y un arroyo seco, que recrea mediante surcos con rocas y piedras la estructura de un arroyo natural. El agua es un elemento central de este Parque, existiendo una playa urbana y 10 fuentes ornamentales.

El parque ha multiplicado por tres su superficie, pasando de 84.000 a 232.700 m², habiéndose plantado 10.000 nuevos árboles y 122.300 arbustos. Cuenta con 10 pasos rehabilitados o de nueva construcción para facilitar la accesibilidad y acoge la playa urbana que pidieron los niños madrileños para tomar el sol, mirar el agua y evocar el mar, así como 10 nuevas fuentes

Además, dispone de 5 áreas de juegos para los niños, con actividades variadas, como la tirolina, la jungla de troncos o los toboganes, configurando una oferta que se abre a las diferentes edades y capacidades. Además, la oferta deportiva incluye una instalación para el patinaje en línea y para el skate, y un campo para la práctica de fútbol 7 y fútbol 11.

Ya en el ámbito cultural, el parque ofrecerá a los visitantes la posibilidad de disfrutar

del Centro de Interpretación de la Naturaleza e Historia del Río Manzanares -aún sin abrir-, que permitirá adentrarse en el significado que ha tenido este río para la ciudad a lo largo de los años, y en lo que va a representar en el futuro.



Figura 38. Madrid Río – Tramo del Parque de Arganzuela (Fuente: Ayuntamiento de Madrid)

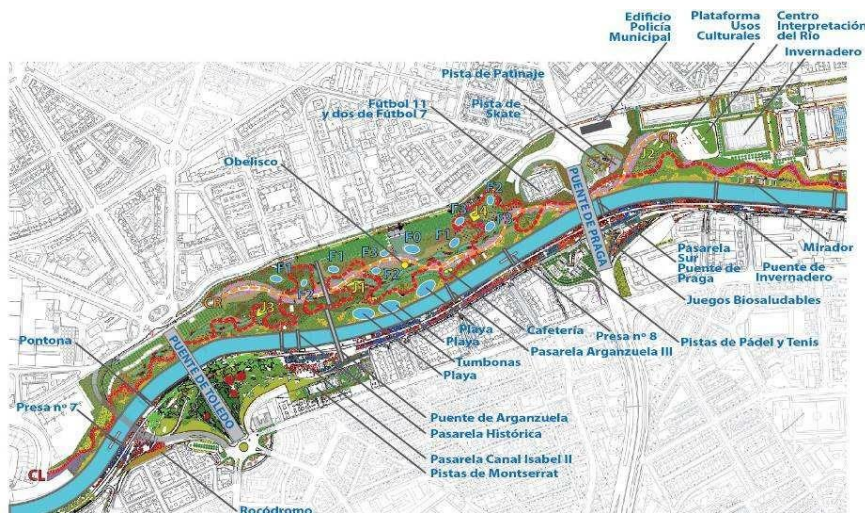


Figura 39. Madrid Río – Tramo del Parque de Arganzuela (Fuente: Ayuntamiento de Madrid).



Figura 40. Madrid Río – Puente en el Tramo del Parque de Arganzuela (Fuente: Ayuntamiento de Madrid).

3. Jardines del Puente de Toledo

La conexión del Madrid Río con el centro histórico de la ciudad (Palacio Real y cornisa elevada), y con el mayor parque histórico de la ciudad (Casa de Campo, de 1600 ha) se resolvió mediante un nuevo escenario monumental. En este espacio se desarrollaron diferentes soluciones integradas en su contexto: La Huerta de la Partida (recinto cerrado con diversas retículas de árboles frutales como perales, manzanos, moreras, granados, higueras, nogales o avellanos), el Bulevar de la Avenida de Portugal y la Plataforma del Rey, cubiertas por cuatro especies de cerezos, y los Jardines de la Virgen del Puerto, en la otra margen del río, y cubiertos por hileras de plátano (*Platanus x hispanica*), que conectan con el arbolado del Palacio Real en el Campo del Moro.

4. Sistema de Puentes

La comunicación y conectividad a lo largo del tramo renaturalizado se ha resuelto con 11 nuevas pasarelas que cruzan el río, que añadidas a las 22 preexistentes alcanzan un total de 33 puentes y pasarelas a lo largo del Parque.

La instalación de puentes y pasarelas sobre el río Manzanares se planteó a través de una estrategia global, favoreciendo la implementación de un sistema integrado de conectividad transversal entre ciudad y río. A partir de esta aproximación global, cada elemento de conexión resuelve problemas particulares, y por ello se incluyen puentes y presas rehabilitados o reciclados, puentes rodados existentes acondicionados al nuevo sistema de tráfico ciclista y peatonal, puentes singulares que constituyen hitos en el recorrido del río, pasarelas funcionales situadas en los nodos de máximo tránsito transversal y puentes de grandes luces que enlazan los recorridos del parque con los territorios exteriores a la ciudad al norte y al sur, haciendo realidad la principal aspiración territorial del proyecto. Asimismo, destaca el hecho de que siete presas pre-existentes en el tramo urbano hayan sido convertidas en pasarelas peatonales mediante su restauración integral y la incorporación de un tablero de madera.



Figura 41. Vista de algunos de los puentes y pasarelas que conectan las dos márgenes del río Manzanares en el tramo urbano.

Localización y sistema ambiental en que está inscrito

El río Manzanares nace a 2.258 metros de altitud en la Sierra de Guadarrama en el paraje de La Pedriza, y finaliza en el río Jarama a 527 metros sobre el nivel del mar. En su recorrido recibe el agua de más de treinta arroyos y convive con distintos tipos de infraestructuras, unas que le son propias como puentes, presas y embalses, y otras que lo cruzan o limitan, como carreteras, vías férreas y conducciones.

En su tramo alto, regulado por el Embalse de Santillana, lleva aguas de gran calidad que se dedican al abastecimiento público principalmente de la ciudad de Madrid y de otras poblaciones de la Sierra. Este embalse ha pasado a ser uno de los principales refugios de aves de la Comunidad de Madrid. Patos, como el ánade real o el somormujo; aves zancudas, como la garza o la cigüeña; aves acuáticas, como el cormorán o la gaviota, se suman en este parque a las águilas imperiales, los buitres, las urracas, los mirlos, las chovas, las abubillas, los búhos y los gavilanes, entre otras muchas especies.

La riqueza faunística terrestre no es menor; destacan los gamos, los jabalíes, las ginetas, los zorros, las ardillas, las perdices, los conejos, las culebras y los lagartos. Además, las aguas de este espacio natural están pobladas por abundantes peces, galápagos y culebras acuáticas.

La supervivencia de los animales mamíferos en este tramo de la Cuenca Alta del Manzanares obedece a haber sido cazadero real desde el siglo XIII, así como residencia de jefes de Estado desde Carlos V y Felipe II, en el siglo XVI, hasta Manuel Azaña y Francisco Franco, en el siglo XX. En los límites del parque se halla el palacio de La Zarzuela, actual residencia de los reyes de España.



Figura 42. Plano hipsométrico de Madrid. Como puede observarse el área de proyecto se encuadra entre los 700 y los 900 m.s.n.m. de altitud. Fuente: Planea.www.madrid.org

A continuación, se encuentra la presa de El Pardo, construida para controlar el caudal del Manzanares y evitar inundaciones, que vuelve a regular su curso antes de su entrada en Madrid.

La diversidad de paisajes que atraviesa y los múltiples biotopos que recorre, hacen del Manzanares un elemento singular en el que se dan situaciones de gran contraste: desde las nieves de la sierra que perduran hasta el final de la primavera, hasta los páramos casi desérticos del sur de la cuenca. El río es poco accesible en casi todo su recorrido.

En total el Manzanares al unirse al Jarama en Rivas-Vaciamadrid ha recorrido 83 kilómetros aportando en este punto un caudal medio de 10-15 m³/s por segundo, que salvo momentos puntuales supone una cantidad de caudal mayor que el que entraría de manera natural desde Mingorrubio, se trata por tanto del agua que aportan las diversas depuradoras del Ayuntamiento. Los estanques de tormentas de Arroyofresno y Butarque se encuentran entre los más grandes de Europa, con una capacidad de almacenamiento aproximada a 400.000 m³ cada uno.

Como curiosidad, una parte sustancial del caudal habitual del Manzanares en el casco urbano corresponde a los aportes ya tratados de la depuradora de Viveros ubicada en Puerta de Hierro, este agua depurada (casi 3 metros cúbicos por segundo) puede llegar a ocasionar espuma y olores a detergente en las presas del río. Si en pleno estío la presa de El Pardo dejase de verter el llamado “caudal ecológico” cesando sus aportaciones el único caudal que entraría a Madrid desde el Puente de los Franceses sería el agua depurada procedente de Viveros.

Conexión con otras zonas verdes y con espacios naturales protegidos



Figura 43. Esquema de la conexión del tramo urbano renaturalizado (Madrid Río) con otros espacios urbanos y periurbanos regenerados o en fase de regeneración (agrupados dentro del Parque Lineal del Manzanares) (Fuente: Ayuntamiento de Madrid).

El Tramo 1 del Parque Lineal del Manzanares es también dependiente del Ayuntamiento de Madrid. Cuenta con 97,3 ha y fue inaugurado en el año 2000. Se trata de un antiguo vertedero reacondicionado como parque urbano de grandes dimensiones, y que acoge algunos edificios e itinerarios singulares, tales como la Caja Mágica del tenis, la Dama del Manzanares o el Paseo de los Sentidos.



Figura 44. Vista parcial del tramo 1 del Parque Lineal del Manzanares, continuación del Madrid Río, y donde conviven zonas de conservación natural con intervenciones de carácter paisajístico, sobre las antiguas escombreras existentes e n este espacio (Fuente: Ayuntamiento de Madrid)



Figura 45. Vista de una de las intervenciones paisajísticas del tramo 1 del Parque Lineal del Manzanares. Se trata de la conocida como “Dama del Manzanares”, ubicada en la coronación de uno de los montículos creados para dar heterogeneidad física al entorno, y desarrollado a partir de una antigua escombrera.



Figura 46. Vista de otra de las intervenciones paisajísticas del tramo 1 del Parque Lineal del Manzanares. Se trata del área recreativa conocida como “El Estanque”.

El Tramo 2 se encuentra igualmente gestionado por el Ayuntamiento de Madrid. Cuenta con 261,5 ha. Aunque presenta espacios de elevado interés social y ambiental,

presenta todavía zonas con elevado nivel de degradación paisajística y ambiental. En este tramo aparecen ya restos de los bosques de ribera naturales del río, así como restos arqueológicos de interés.



Figura 47. Vista parcial del tramo 2 del Parque Lineal del Manzanares, una zona de transición entre parque urbano y parque natural, que aun se encuentra en fase de desarrollo desde el punto de vista de la renaturalización, y que cuenta con importantes valores sociales y ambientales (Fuente: Ayuntamiento de Madrid).



Figura 48. Esclusa abandonada del antiguo Canal Real del Manzanares, dentro del Tramo 2 del Parque Lineal del Manzanares (Fuente: Ayuntamiento de Madrid).



Figura 49. Ejemplar de olmo (*Ulmus minor*) de gran porte y antigüedad, vestigio de los importantes bosques de ribera con los que contaba el río Manzanares en este tramo periurbano (Fuente: Ayuntamiento de Madrid).

Finalmente, el tramo 3 se inicia ya en municipios limítrofes a Madrid Capital. Se trata de una extensión del Parque Lineal del Manzanares que cuenta con la catalogación como Parque Regional del Sureste. El tramo termina en la confluencia del río Manzanares con el río Jarama, que es la arteria fluvial principal que atraviesa de norte a sur la región de Madrid.



Figura 50. Vista parcial del tramo 3 del Parque Lineal del Manzanares. Se convierte ya en un espacio natural protegido, alejado de la metrópoli, y catalogado como Parque Regional del Sureste (Fuente: Ayuntamiento de Madrid).



Figura 51. Vista parcial del Parque Regional del Sureste, continuación del Parque Lineal del Manzanares. La imagen refleja las inmediaciones de la confluencia del río Manzanares con el río Jarama.

Población residente y usos del suelo

El aumento de población en Madrid ha sido especialmente importante desde 1940 a 1970, en que casi triplicó su número de habitantes debido a la gran cantidad de inmigración interior. Este acelerado crecimiento y la falta de planificación urbana produjeron que se organizaran núcleos de infraviviendas y zonas residenciales, principalmente en los distritos del sur. A partir de los años setenta, este aumento se desacelera a favor de los municipios de zona metropolitana y Madrid incluso comienza a perder población. En la actualidad (2015) la población de Madrid es de 3.141.991 habitantes. A continuación aparecen los datos de población de los barrios adyacentes al Parque Madrid Río.

DISTRITO	BARRIO	TOTAL POBLACIÓN (hab)
Arganzuela	Imperial	22.771
	Acacias	36.824
	Chopera	20.014
	Legazpi	18.515
Carabanchel	San Isidro	38.079
	Comillas	22.285

	Moscardó	25.448
	Total	183.936

Figura 52. Población por barrios adyacentes al Parque Madrid Río. Fuente: Elaboración propia a partir de datos del Ayuntamiento de Madrid

Los usos de suelo a lo largo del desarrollo del Parque son los de urbano- mixto correspondientes al ensanche, el uso dotacional ligado al Estadio de Fútbol Vicente Calderón (del cual está prevista su demolición para la construcción de edificios de viviendas), las infraestructuras soterradas (M-30), una pequeña zona industrial situada en la margen derecha y un solar calificado como zona de extracción o vertido, que se prevé destinado a la construcción de un centro comercial (con su licencia paralizada de momento). En verde se observa el desarrollo del Parque Madrid Río.



Figura 53. Usos de suelo según sistema SIOSE. Recuadrada en negro la zona del Parque Madrid Río. Fuente: Portal SIU de Ministerio de Fomento

Situación ambiental (uso de los recursos ambientales, niveles de polución)

La M-30 era una línea divisoria entre Madrid y sus vecinos. Después de completarse el proyecto, se conectaron zonas residenciales y se establecieron nuevos puntos de encuentro. En general, la calidad de vida de los barrios adyacentes ha mejorado de forma sensible. Además se ha producido una disminución de la contaminación acústica general.

En 2007, las emisiones de gases de efecto invernadero (dióxido de carbono) descendieron 35.000 toneladas. Las emisiones seguirán reduciéndose hasta llegar a un ahorro proyectado de 64.800 toneladas en 2037. El descenso en emisiones de gases implicó un ahorro de 5,5 millones de euros (7,06 millones de dólares) en 2007 y se espera un ahorro de 10,1 millones de euros (12,9 millones de dólares) para 2037.

Por otro lado, se han establecido al menos 105 hectáreas de parques para uso público, en torno al río Manzanares para hacer al río más accesible.

Para mejorar la sostenibilidad del parque Madrid Río, se ha establecido un contrato de

mantenimiento integral, haciendo especial hincapié en el uso del agua regenerada para el riego automático de todo el parque, la selección de especies arbustivas y arbóreas de mejor adaptabilidad al medio, el uso de vehículos eléctricos y la reducción de las contaminaciones acústica y lumínica.

Organización de la sociedad civil local y procedimientos de actuación del poder público

La participación ciudadana constituyó desde el primer momento un factor clave en el desarrollo de todas las actuaciones emprendidas por el Ayuntamiento a la hora de llevar adelante el proyecto *Madrid Río*.

A lo largo de la legislatura 2003-2007, las obras de soterramiento y reforma de la M-30 mantuvieron un cauce abierto de participación mediante un potente servicio de atención ciudadana, compuesto por once puntos de información instalados en los diferentes tramos de las zonas en obras por todo Madrid, y en donde se recibieron más de noventa mil consultas.

En septiembre de 2005 se propuso el *Concurso de ideas infantil y juvenil Madrid Río*, presentándose más de cinco mil quinientas propuestas de niños y jóvenes madrileños. Gran parte de las propuestas se incluyeron en la solución final.

En el año 2007 se organizó una estructura y una metodología de información y participación de los ciudadanos que resultó acorde con la importancia estratégica del proyecto para la ciudad y especialmente para los distritos del suroeste de Madrid. El Ayuntamiento lo acomodó de la manera más satisfactoria a las preferencias y necesidades ciudadanas.

Se realizó una exposición pública. La exposición recogió los otros tres puntos de exposición pública del Plan Especial. Durante el período de información pública se presentaron 4.232 alegaciones, que contenían un total de 36.818 peticiones concretas, relativas a 227 temas diferentes. Las alegaciones fueron objeto de un análisis detallado por los servicios municipales y el equipo *Madrid Río Arquitectos Asociados*.

El 42,8% de las solicitudes ciudadanas fueron atendidas de manera total o parcial.

Así, desde finales de 2010 la difusión del proyecto ha alcanzado también a las redes sociales. *Madrid Río* está presente en Facebook, Twitter, Flickr, YouTube y Google Earth.

Desde el inicio este proyecto de transformación urbana cambia las condiciones de vida de los residentes cercanos a lo largo de los 11 kilómetros del parque Madrid Río.

Factor generador de trabajo de renaturalización

Debido a la gran cantidad de contratos en los diferentes tramos y periodos de obra no se dispone de datos fidedignos en este aspecto.

Instituciones responsables de los estudios y realización del proyecto

Madrid Río es la culminación de un proceso global de transformación urbana que permite afrontar las exigencias implícitas en la organización física de la ciudad.

En 2005 el *Ayuntamiento de Madrid* convocó un concurso internacional de ideas para recuperar los espacios liberados del tráfico, presentándose 18 propuestas del que resultó ganador el proyecto presentado por el equipo *Madrid Río Arquitectos Asociados*, formado por los estudios de arquitectura *Burgos & Garrido, Porras & La Casta* y *Rubio & Álvarez Sala*, y por el estudio holandés de paisajismo *West 8*.

El parque *Madrid Río* ha ido evolucionando como un proceso colectivo que ha concitado el interés y la colaboración de la ciudadanía y de distintos profesionales dentro y fuera del Ayuntamiento.

El Área de Gobierno de Urbanismo y Vivienda ha sido la encargada de liderar la ejecución del proyecto. A partir del 1 de diciembre de 2010 el parque *Madrid Río* pasó a formar parte del patrimonio verde de la ciudad en el Área de Gobierno de Medio Ambiente y Movilidad.

La ejecución de *Madrid Río* supone que por donde antes transitaba una media diaria de 200.000 coches, hoy exista una extensa red verde accesible al peatón de 11 kilómetro, en la que conviven edificios de vecinos, parques urbanos, jardines y monumentos históricos, y cuyo centro neurálgico es el río Manzanares.

Descripción de los estudios técnicos-científicos, jurídicos que apoyan el proyecto

Para el desarrollo del proyecto se redactó un Plan especial del Río Manzanares con distintos apartados bajo la dirección del equipo redactor de *Madrid Río* arquitectos formado por *Burgos & Garrido Arquitectos & Lacasta Arquitectos & Álvarez - Sala Arquitectos*.

Los distintos apartados tenidos en cuenta fueron los siguientes:

- Estudio histórico, realizado por un equipo de la Escuela Técnica Superior de Arquitectura de Madrid.
- Estudio de incidencia ambiental, redactado por la empresa consultora *Tecnoma*.
- Estudio de tráfico, realizado por la consultora *Typsa*.
- Estudio jurídico realizado por el Bufete *Barrilero y Asociados*.

Etapas de planeamiento e implantación del proyecto y respectivos costes.

La principal fuente de financiación del proyecto, incluyendo la obra de ingeniería de soterramiento de la autovía y la obra paisajística del parque de superficie, ha provenido de recursos municipales. Solo un 6% del presupuesto total ha provenido de recursos del Estado y algunos proyectos han sido cofinanciados con recursos de la Unión Europea.

La administración de los recursos ha sido netamente municipal. Se creó específicamente la Dirección General de Proyectos Singulares, que era la encargada de gestionar este proyecto conjuntamente con otros proyectos emblemáticos de la ciudad. Esta dirección general pertenecía al Área de Gobierno de Urbanismo y Vivienda del *Ayuntamiento de Madrid*.

A pesar de estar incluido en el presupuesto municipal, se requirieron más recursos y surgió la necesidad de crear un modelo de financiación alternativo. Fue entonces cuando se creó *Madrid Calle 30* como empresa pública que se transformaría posteriormente en socio privado. Durante las fases de planificación y construcción, personal técnico municipal trabajó en el proyecto *Calle 30*.

El presupuesto total del parque Madrid Río fue de 370 millones de euros (493 M.USD), proporcionados en 42,85% por el *Ayuntamiento de Madrid*, 54% por el Gobierno de España y 3,15% por fondos europeos.

Socio	2010	2011	2012	2013	2014	Total (M.USD)
D.G Zonas Verdes		13,50	13,50	13,50	13,50	54,00
D.G Planeamiento	493,00					493,00
Presupuesto total	493,00	13,50	13,50	13,50	13,50	547,00

Figura 54. Datos parciales expresados en millones de dólares (USD).

Detalle del proyecto de renaturalización

A lo largo del tramo del proyecto se han tenido en cuenta las siguientes estrategias:

1. Incorporar el río a la nueva escena urbana:

Esta incorporación se lleva a cabo mediante las siguientes acciones:

- Incrementando la calidad urbana del espacio público y privado, mediante la mejora del entorno del río, potenciando la calidad de sus bordes y la accesibilidad física y visual en todo su recorrido.
- Estableciendo la continuidad de las zonas verdes, enlazando en diferentes grados los espacios libres existentes en ambas orillas y conectando con los parques vinculados al Manzanares situados al Norte y al Sur.
- Mejorando, mediante el tratamiento de las estructuras ligadas al río, la percepción y puesta en valor de los monumentos, los edificios y otros elementos del paisaje urbano, realzando las oportunidades topográficas y cualificando la relación entre llenos y vacíos.
- Considerando el río y su entorno como un gran espacio de encuentro y disfrute, potenciando sus posibilidades para ser percibido y reforzando su presencia en la imagen de la ciudad.
- Implementando los medios necesarios para mejorar la calidad y la óptima

gestión de sus aguas.

2. Configurar un conjunto de espacios verdes a escala de la ciudad.

La configuración de este conjunto se produce del siguiente modo:

- Vinculando las zonas verdes entre sí y con el resto de la ciudad, estableciendo secuencias que construyan un espacio verde de entidad urbana íntimamente relacionado con el conjunto edificado.
 - Integrando los espacios adyacentes a las áreas de afección de las obras para conformar conjuntos de gran dimensión urbana.
 - Articulando las zonas verdes de la Casa de Campo con el centro histórico y el distrito de Latina con el objeto de reincorporarla a la escena urbana.
 - Adoptando las correspondientes medidas para de conservación, rehabilitación y ampliación de los Parques y Jardines existentes afectados por las obras de soterramiento de la M-30 (Jardines de Virgen del Puerto, Parque de Arganzuela, etc)
 - Constituyendo sobre los espacios liberados por el soterramiento, siempre que sea posible, ámbitos arbolados y ajardinados
3. Establecer un nuevo sistema de movilidad y accesibilidad. Dicho sistema se realiza en función de los parámetros siguientes:
- Implantando sendas peatonales y ciclistas que conecten las dotaciones actualmente en proyecto, construcción o recuperación (Anillo Verde Ciclista, Senda del Rey, etc.) así como con las zonas precisas para ello en los Planes Especiales de Manzanares Norte y Sur.
 - Conteniendo el vehículo privado, en aras del fomento del uso del transporte público y la preponderancia del peatón sobre el automóvil en el espacio viario, integrando en las redes de vehículos no motorizados los espacios recuperados que hasta la fecha eran dominio del automóvil.
 - Incrementando la movilidad y el transporte perpendicular al Manzanares a través de la rehabilitación y construcción de puentes, pasarelas y presas con la consideración de que el río puede adquirir una función de tamiz regulador de los distintos modos e intensidades de tráfico, transporte y accesibilidad.
 - Estableciendo una red local longitudinal en las proximidades del río para mejorar la accesibilidad a los conjuntos residenciales de la ribera.
4. Intensificar y ampliar la red dotacional del área. Lo que se ha ejecutado de la manera que a continuación se enumera:
- Identificando los ámbitos sobre los que implantar nuevas dotaciones así como de las demandas ciudadanas para la generación de nuevos servicios públicos.
 - Mejorando el sistema dotacional, tanto adecuando los elementos degradados o en desuso, como creando nuevos equipamientos.
 - Potenciando el papel cultural del Centro Histórico, haciendo partícipe de su

- influencia a los barrios del Sur y Suroeste.
- Aprovechando los grandes parques como contenedores de dotaciones locales.
5. Incrementar la calidad urbana de los barrios limítrofes al río. La mejora de la calidad se materializa mediante los procesos que siguen:
- Conectando los barrios situados en ambas márgenes detectando los puntos prioritarios para mejorar su comunicación y la integración de las áreas periféricas con el Centro Histórico, así como el acceso a las dotaciones actuales y futuras.
 - Regenerando la trama urbana, identificando posibles ámbitos de reforma sobre los que establecer directrices ordenadoras.
 - Reconfigurando los elementos de conexión del tejido urbano sobre el río como un conjunto coherente y sistemático.
 - Integrando los accesos a los túneles y los elementos auxiliares exteriores para armonizarlos con el escenario urbano rehabilitado.
 - Implementando las infraestructuras necesarias para garantizar el acceso a pie, en bicicleta o transporte público a la red básica de equipamientos y dotaciones, reduciendo las necesidades de desplazamiento en vehículo privado.
 - Mejorando la percepción de los monumentos, los edificios y otros elementos de valor paisajístico desde los barrios residenciales.
6. Propiciar las condiciones para la mejora medioambiental en el entorno. Se desarrolla según las operaciones relacionadas a continuación:
- Optimizando el consumo de recursos naturales en la ejecución de las obras y desarrollo de las actividades.
 - Estableciendo las medidas para la correcta gestión de los residuos.
 - Controlando y limitando las actividades molestas próximas a áreas sensibles (conjuntos residenciales, monumentos protegidos, etc)
 - Empleando materiales, recursos y procesos compatibles con una concepción adecuada y sensible a la protección ecológica y una relación apropiada entre medios empleados y fines perseguidos.
7. Conservar, proteger y rehabilitar el patrimonio histórico-artístico, cultural, urbanístico y arquitectónico presente en el ámbito.

Estos objetivos se han puesto en práctica mediante las siguientes intervenciones:

- Restaurando los puentes y presas catalogados, con el objeto evidenciar su valor dentro del nuevo contexto urbano como parte fundamental del río y como elementos de conexión de la ciudad.
- Recuperando los elementos arquitectónicos de interés histórico o cultural hallados durante las obras de soterramiento para reubicarlos dentro de lo posible, los más próximos al lugar donde fueron encontrados, formando parte de la nueva ordenación y haciéndolos accesibles y visibles al público

- Restaurando los parques y jardines protegidos que se han visto afectados por las obras, o que con anterioridad a las mismas, habían perdido sus valores patrimoniales.
 - Poniendo en valor los edificios de interés arquitectónico existentes en el ámbito, adecuándolos a la nueva escena urbana
 - Estableciendo las medidas específicas para intensificar la protección de monumentos y elementos con valor histórico, arquitectónico o cultural.
8. Detectar áreas de oportunidad que completen el mejor desarrollo del ámbito. Quedan identificadas según la modalidad que a continuación se detalla:
- Detectando suelos privados cuyos usos sean manifiestamente mejorables en aras de perfeccionar el carácter del tejido urbano como escenario de actividades sociales adecuadas.
 - Identificando elementos o conjuntos privados en los que sea mejorable la continuidad y accesibilidad a través de operaciones de reforma.
 - Señalando elementos infraestructurales en los que, fuera de la acción del Plan Especial, se pueda establecer una mejora de la fluidez espacial en un período no definido.
 - Proponiendo la descatalogación de elementos protegidos actualmente, después de constatar su falta de importancia en el nuevo contexto del río.
 - Instando a la catalogación de elementos no protegidos actualmente cuyo valor adquiere sentido en el nuevo escenario urbano.

En cuanto a las cifras de materiales empleados a continuación se muestran unas fichas que dan idea de la magnitud del proyecto:

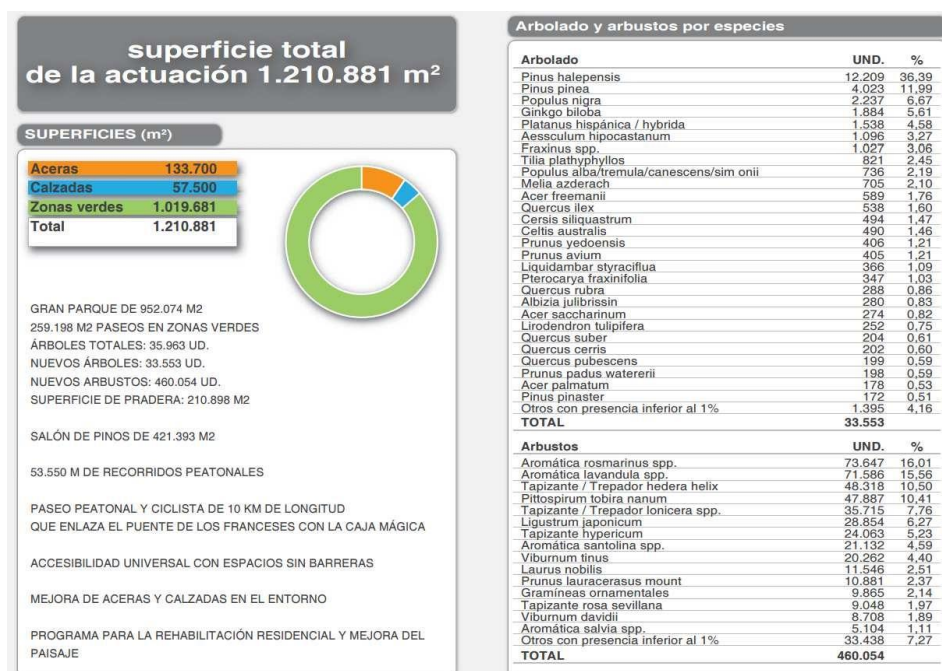


Figura 55. Datos sobre vegetación en el parque. Fuente: Ayuntamiento de Madrid

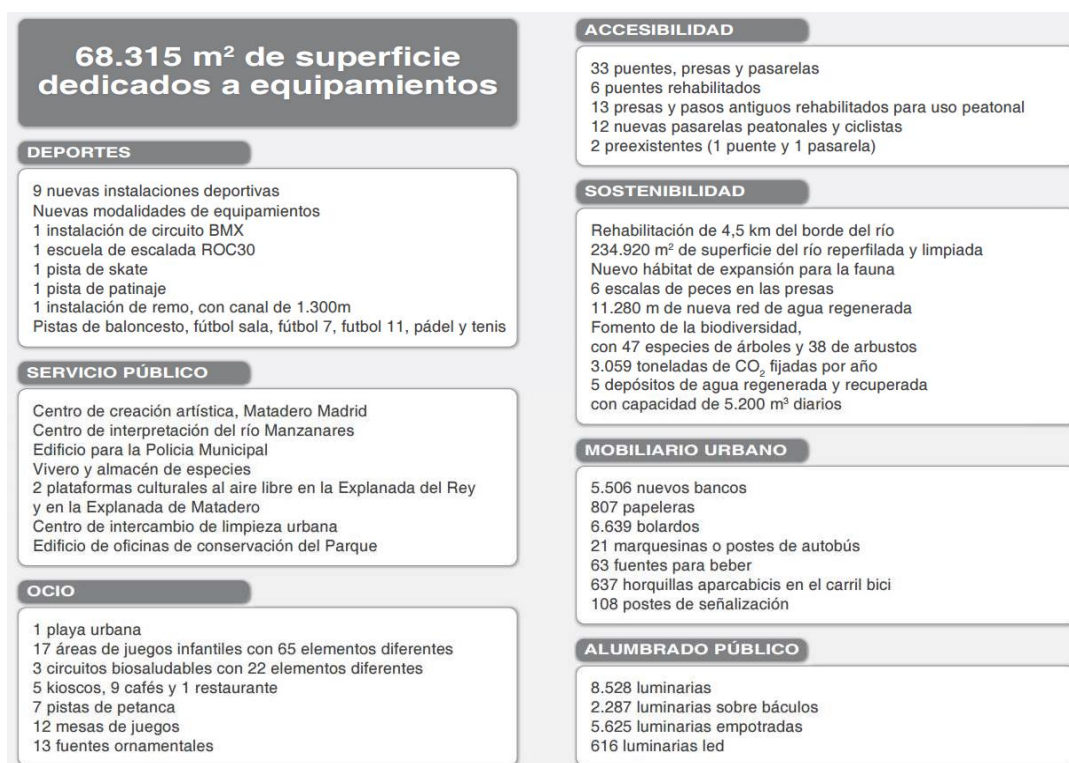


Figura 56. Datos sobre equipamientos en el parque. Fuente: Ayuntamiento de Madrid

Problemas y aciertos en las diferentes soluciones

Problemas

- Se ha utilizado en muchos espacios las praderas de césped natural existiendo numerosas zonas con calvas en Arganzuela. El área entre el Calderón y el Puente de Praga (en la orilla norte) tiene zonas con praderas secas o en vías de rescate.
- Al principio se han registrado muchas marras en los ejemplares de pinos del Salón de Pinos. En general además, existe una escasez generalizada de sombra en los meses de verano.
- El agua continúa estando degradada, especialmente en los meses estivales.
- Excesivos costes de mantenimiento para el Ayuntamiento.
- Los usuarios critican el paso constante de los vehículos de mantenimiento por las sendas destinadas a peatones.
- Conflictos ciclista-peatón. Bicis y paseantes va por la misma senda y en un principio pedían carriles separados. La única solución es limitar la velocidad a 6 km/h.
- Escasez de transportes. Debido a su extensión, harían falta más autobuses hacia el parque. En un principio se barajó la construcción de una línea de tranvía, pero tras los elevados costes de la obra este proyecto nunca se ha llegado a desarrollar.

- Riesgo de caídas. Los respiraderos de la M-30 y los muros del río tienen una altura excesiva.
- Los vecinos echan en falta aseos públicos en el parque. Solo hay en los quioscos y no se ponen más "por seguridad".
- Mal conectado con su continuación natural hacia el Sur (Parque Lineal).

Aciertos

- Plantación de 36.000 ejemplares arbóreos
- Mejora del régimen hidrológico.
- Pese a la alta afluencia, existe un buen mantenimiento: el suelo está siempre limpio, no hay manchas y los muros no tienen pintadas.
- Mobiliario bien conservado. La gente respeta los bancos, papeleras, puentes y farolas.
- El parque se ha puesto al nivel de la Casa de Campo, el Retiro o Sol en las preferencias para el paseo en fin de semana de los madrileños
- Une las dos orillas. Latina, Carabanchel y Usera ahora están a un paso de Arganzuela y Centro. Antes, el río y la M-30 eran una brecha.
- Regeneración del entorno. Surgen comercios en las riberas y se reduce notablemente la contaminación acústica.
- Suficientes chiringuitos. Hubo problemas para adjudicarlos, pero finalmente hay 4 quioscos, junto a la playa, el Puente Perrault o el Puente de Segovia.
- Áreas infantiles atractivas. Los toboganes y los columpios de diseño atraen a los niños.
- El parque tiene una comisaría propia de Policía Municipal. Los agentes lo vigilan a caballo, moto y a pie.
- Difusión del proyecto a través de las redes sociales
- En relación a los objetivos territoriales, la lección aprendida en relación a los espacios verdes como *sistema continuo*, se está teniendo en cuenta en la redacción del nuevo *Plan General de Ordenación Urbana (PGOU)* de la ciudad, a través de los denominados *corredores ambientales*, que pretenden trasladar el efecto *Madrid Río* a toda la ciudad mediante de una serie de paseos verdes que unan los principales parques y zonas verdes conformando una red continua de espacios libres conectados peatonalmente.

En relación con la participación pública, el borrador del nuevo *Plan General de Ordenación Urbana* incorpora la participación pública como una condición obligatoria en la redacción de planes y proyectos. Esto permitirá mejorar los resultados y la apropiación de los mismos por parte de los vecinos.

En relación con la gestión de las obras públicas. El nuevo *Plan General de Ordenación Urbana* contiene una *Guía para la redacción de planes y proyectos desde la perspectiva de género* y una *Guía para un modelo de movilidad más sostenible*. Ambos documentos están inspirados en las lecciones aprendidas en el proyecto *Madrid Río*.

Tiempo de implantación y percepción de resultados

Las primeras intervenciones de soterramiento comienzan en el año 2003 hasta la finalización del proyecto en 2011. Han sido por tanto, 9 años de obras en las que los resultados se han venido observando desde el primer momento.

Actividades de mantenimiento

El Ayuntamiento adjudicó el mantenimiento del entorno por casi 41,6 millones de euros durante los primeros cuatro años (866.000 euros mensuales).

A principios del año 2015 se adjudicó el mantenimiento a una nueva empresa adjudicando el contrato por 111 millones de euros para los siguientes 8 años. En el año 2016 está previsto destinar por parte del Ayuntamiento de Madrid, un presupuesto de 700.000 € para la reparación del pavimento debido al uso intensivo de usuarios y el paso de vehículos de mantenimiento.

Escenario actual de la cuenca (Anexo fotográfico)

A continuación se ofrecen imágenes del antes y el después de las obras en puntos emblemáticos del proyecto:

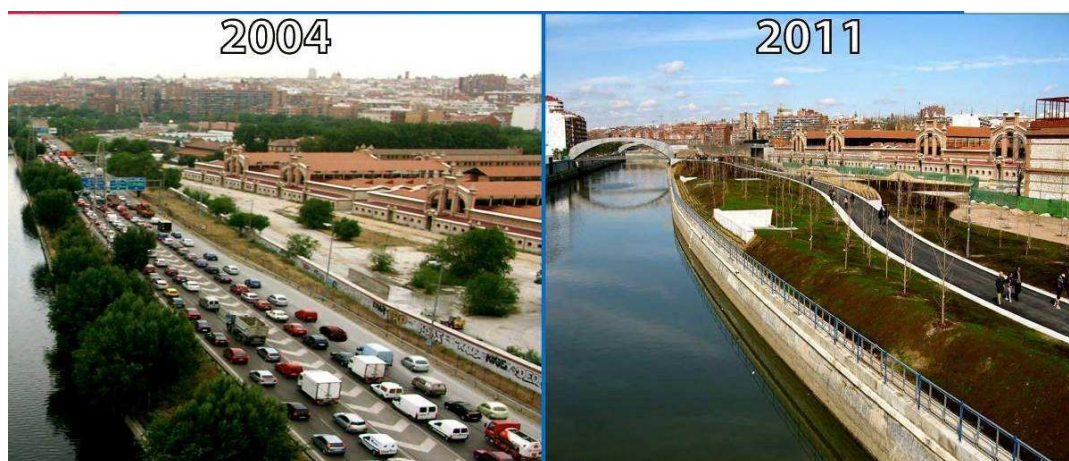


Figura 57. Antes y después del soterramiento de la M-30 en el tramo del Matadero de Madrid (hoy reconvertido em Centro Cultural) Fuente: Ayuntamiento de Madrid



Figura 58. Antes y después del soterramiento de la M-30 en el tramo del Puente del Rey. Fuente: Ayuntamiento de Madrid



Figura 59. Antes y después del soterramiento de la M-30 en el tramo de la Huerta de la Partida. Fuente: Ayuntamiento de Madrid



Figura 60. Antes y después del soterramiento de la M-30 en el tramo del Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX. Paseo de la Virgen del Puerto. Fuente: Ayuntamiento de Madrid



Figura 61. Antes y después del soterramiento de la M-30 en el tramo de la Presa histórica nº6. Fuente: Ayuntamiento de Madrid



**Figura 62. Antes y después del soterramiento de la M-30 en los alrededores del Puente de Segovia.
Fuente: Ayuntamiento de Madrid**

Durante la ejecución de la obra se muestran algunas de las siguientes imágenes:

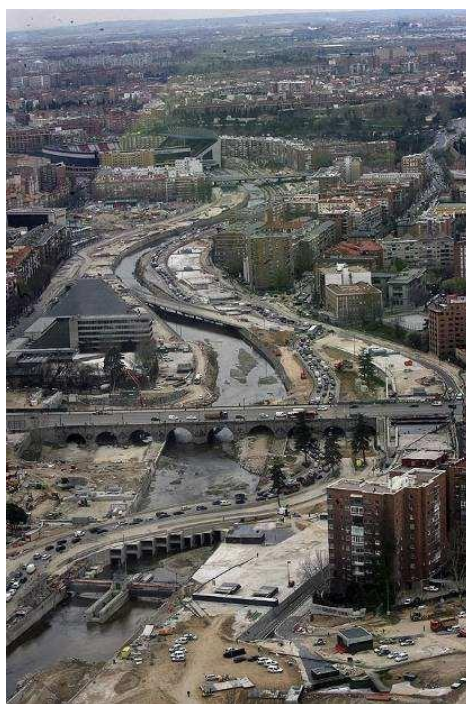


Figura 63. Imagen del soterramiento de la M-30. Año 2005.



Figura 64. Obras de ejecución en los alrededores del Paseo de la Virgen del Puerto. Año 2005. Fuente: F. Magdaleno



Figura 65. Obras de ejecución en la pasarela cerca del Estadio Vicente Calderón. Año 2005. Fuente: F. Magdaleno

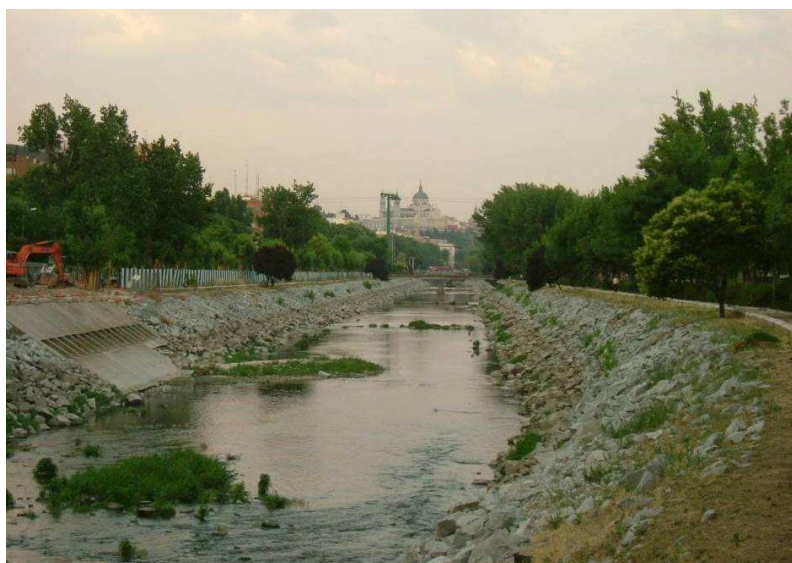


Figura 66. Obras de ejecución en el comienzo del Parque, cerca del Puente de los Franceses. Año 2005. Fuente: F. Magdaleno



Figura 67. Obras de ejecución en la pasarela junto al Puente de Segovia. Año 2005.
Fuente: F.Magdalenó

Una visión histórica del río Manzanares en Madrid (Anexo fotográfico)

Desde principios del siglo XX el tejido urbano que bordea el cauce, ha experimentado una constante evolución que ha dependido en gran medida de las operaciones realizadas sobre el río. En la primera mitad de aquel siglo, el cauce fue canalizado, cuando todavía sus orillas estaban prácticamente libres de edificaciones. El control de las crecidas de las aguas mediante la construcción, tras la guerra civil, de un cajero de hormigón y granito y siete presas, propició el rápido desarrollo de los nuevos barrios, dando lugar a un continuo urbano de gran densidad que fue soldando progresivamente los núcleos periféricos del suroeste de la ciudad.

El crecimiento de la Madrid nunca se enfrentó a los bordes del río como a un lugar amable, sino más bien, los ignoró y se defendió de ellos. Las diversas condiciones topográficas y sociales de las dos orillas hicieron que el tejido urbano se aproximara a sus límites de modo diverso. En la margen derecha, a partir de 1950, los edificios se agolparon a poca distancia de la ribera dejando libre una estrecha franja, rígida y lineal, que se prolonga de norte a sur. En la margen izquierda, por el contrario, la ciudad histórica quedó separada del río, estableciendo una cadena de espacios en ladera que suavemente se aproximaban hasta la base de las edificaciones.

El período 1970-1979 constituyó un hito para Madrid en el ámbito del río ya que, partiendo del Puente del Rey hacia el sur, en las dos orillas, se construyó el arco oeste de la autopista M-30, primer cinturón de circunvalación de la ciudad. Esta infraestructura conformó un anillo de distribución de tráfico que evitaba el centro urbano y que transformó la movilidad y las relaciones entre los barrios, especialmente entre el área central y la periferia Madrid.

Con la construcción de la autopista, el río quedó constreñido en ambos márgenes por los carriles de circulación. De este modo, desapareció cualquier relación de los ciudadanos con el ámbito fluvial y el cauce canalizado quedó completamente aislado,

inaccesible e invisible. La autopista constituía una barrera impenetrable y agresiva, generadora de altos niveles de contaminación. Así mismo, la nueva infraestructura cegó los puentes peatonales que se habían construido al tiempo que el encauzamiento, y anuló la conexión histórica entre el Campo del Moro y la Casa de Campo.

Entre 2003 y 2007 se llevó a cabo la obra de soterramiento del arco oeste de la M-30 en el ámbito del río, obra que hizo posible la eliminación del tráfico en superficie y la consiguiente liberación de más de cincuenta hectáreas de terreno ocupado anteriormente por las calzadas. A esta superficie se sumaron otras casi cien hectáreas correspondientes a los diferentes suelos infrautilizados adyacentes a la autopista.

Tras la construcción de los túneles afloró una herida vacía formada por un rosario de espacios desocupados, que atesoraban la potencia latente de convertirse en nexo de unión de un corredor ambiental de casi tres mil hectáreas dentro del término municipal, que se extiende desde El Pardo hasta Getafe y que enlaza importantísimas áreas verdes de la ciudad como la Casa de Campo, el Parque de la Arganzuela o el Parque del Manzanares Sur.



Figura 68. Vega del Manzanares desde la pradera de San Isidro. Año 1875 Fuente: Biblioteca Digital Hispánica (Biblioteca Nacional de España)

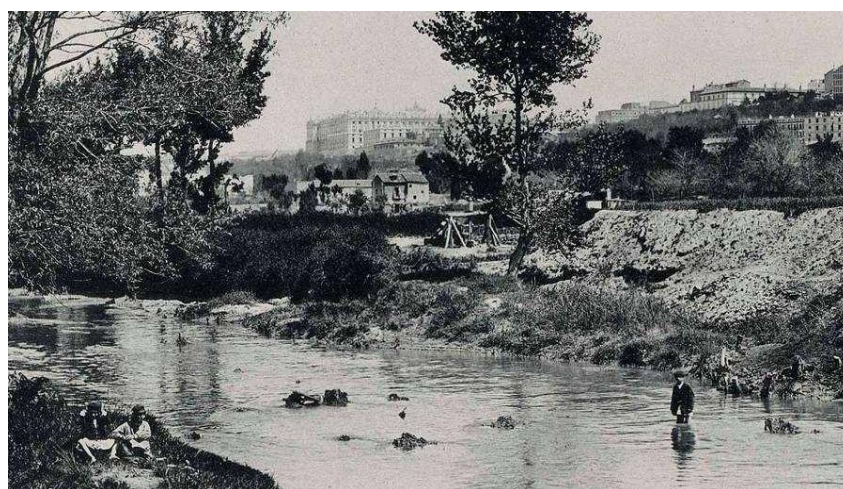


Figura 69. Niños bañándose en el río Manzanares al lado de la explanada de San Isidro en 1890. Fuente: Biblioteca Digital Hispánica (Biblioteca Nacional de España)



Figura 70. Río Manzanares en 1920. Fuente: Biblioteca Digital Hispánica (Biblioteca Nacional de España)

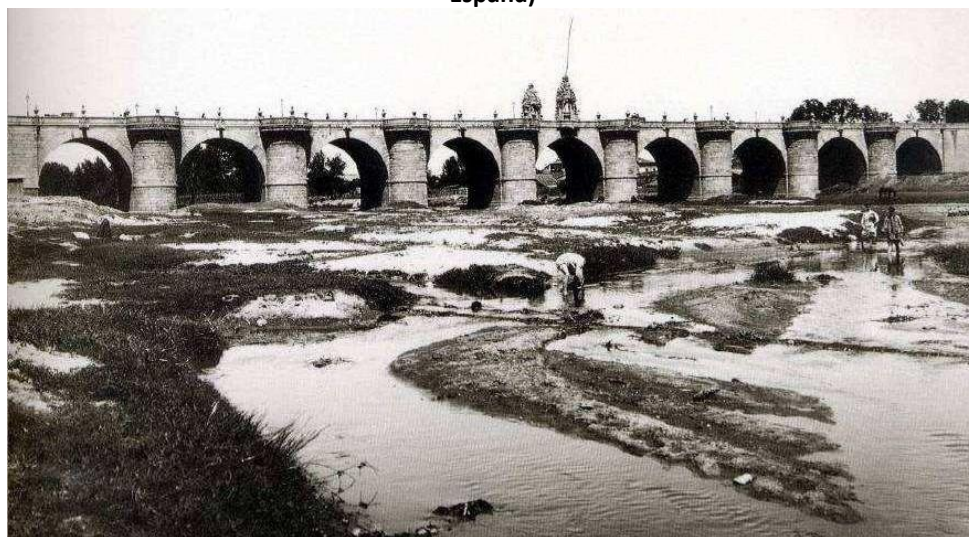


Figura 71. Río Manzanares en 1920 a la altura del Puente de Toledo Fuente: Biblioteca Digital Hispánica (Biblioteca Nacional de España)



Figura 72. Extractores de arena y lavaderos en las márgenes del tramo urbano del río Manzanares. Fuente: Fototeca del Patrimonio Histórico, del Ministerio de Cultura.

Entre 1920 y 1936 el fotógrafo alemán Otto Wunderlich (1886-1975) captó alrededor de treinta instantáneas del Manzanares. Después de nuestra primera entrega, reproducimos a continuación diez nuevos paisajes del río, cuyos originales se conservan en la Fototeca del Patrimonio Histórico, del Ministerio de Cultura.



Figura 73. Grupo de areneros en el entorno del Puente de los Franceses Fuente: Fototeca del Patrimonio Histórico, del Ministerio de Cultura.



Figura 74. Margen izquierda del río, a la altura de La Florida Fuente: Fototeca del Patrimonio Histórico, del Ministerio de Cultura.



Figura 75. Imagen de uno de los pontones de Madera que atravesaban el río, fundamentalmente utilizados por las lavanderas. Fuente: Fototeca del Patrimonio Histórico, del Ministerio de Cultura.



Figura 76. La piscina de la Isla dentro del área de actuación. Años 30. Fuente: ABC



Figura 77. 1951 – Baño en el río Manzanares cerca del Puente de Segovia dentro del actual Parque MadridRío



Figura 78. 1954 – Baño en el Manzanares en la zona de Viveros de la Villa, fuera del ámbito de actuación



Figura 79. 1961 – Río Manzanares durante la construcción del Estadio Vicente Calderón.



Figura 80. 1961-2012 – Vista comparativa del Manzanares delante del Puente de los Franceses.

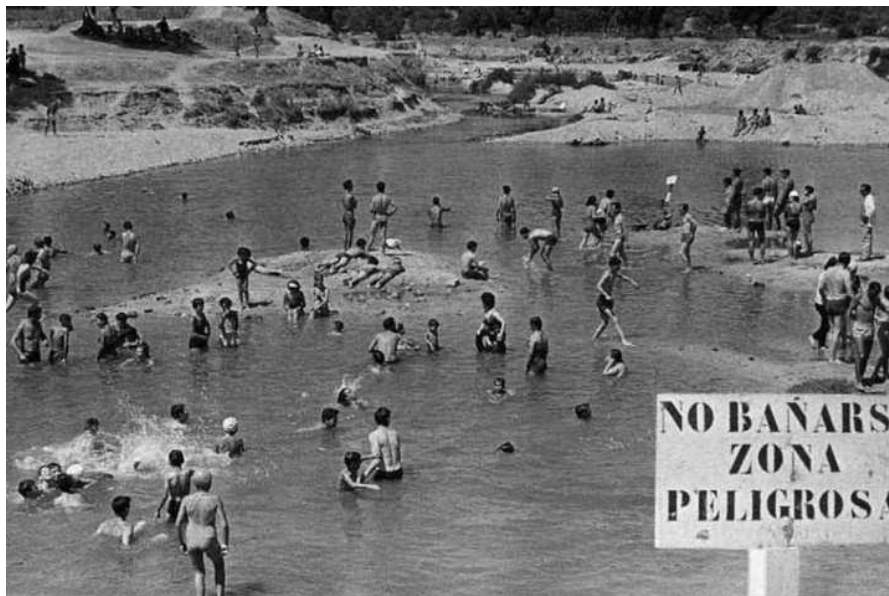


Figura 81. 1962 – Bañistas en el río Manzanares en Somontes. Al extraerse arena, quedaban zonas peligrosas



Figura 82. 1965 – Piscina del Parque Sindical en Carretera de El Pardo



Figura 83. Playa de Madrid en el Pardo, fuera del ámbito de actuación.



Figura 84. Foto aérea, año 1927. Fuente: Planea.www.madrid.org



Figura 85. Foto aérea, año 1946. Nótese el fuerte cambio en la vegetación por los estragos de la Guerra Civil y por los nuevos desarrollos urbanísticos. Fuente: Planea.www.madrid.org



Figura 86. Foto aérea, año 1956 Fuente: Planea.www.madrid.org



Figura 87. Foto aérea, año 1975 Fuente: Planea.www.madrid.org



Figura 88. Foto aérea, año 1999 Fuente: Planea.www.madrid.org



Figura 89. Foto aérea, año 2006. Durante el desarrollo de las obras
Fuente: Planea.www.madrid.org



Figura 90. Foto aérea, año 2013. Obras finalizadas.
Fuente: Planea.www.madrid.org

Adecuación ambiental y escénica del Río Huécaras u paso por cuenca (España)

Descripción del Proyecto

Introducción

En el año 2005 se desarrollaron las obras del Proyecto de adecuación ambiental y escénica del tramo urbano del río Huécar, a su paso por la ciudad de Cuenca. Se trata de una actuación con distintos objetivos que repercuten en los distintos aspectos del río (hidráulico, ambiental, escénico y social). Es importante considerar que la ciudad de Cuenca es desde 1996 Ciudad Patrimonio de la Humanidad por UNESCO, y que este hecho, unido a la difícil orografía y a la larga historia de la trama urbana, imponían muchos condicionantes en el diseño de las actuaciones sobre el río. La ciudad se encuentra rodeada por los cañones de los ríos Júcar y su afluente el Huécar, y su fundación se remonta a la época musulmana.



Figura 91. Aspecto del tramo urbano del río Huécar antes de la actuación. Se puede apreciar las características del encauzamiento, la falta de espacio para su dinámica, y la escasez de funciones ambientales con que contaba.

Es una intervención con un orden de magnitud pequeño (se actúa sobre 1.30m de río), pero significativo en cuanto a su posible comparación con el río Jacaré, ya que en algunos puntos éste presenta un tipo de encauzamiento similar.

Los objetivos previstos en este proyecto fueron:

- Generar biotopos acuáticos diversos y adecuados para la implantación de vegetación autóctona y para la presencia de fauna
- Adecuar la morfología en planta del lecho
- Mejorar la calidad escénica del río, considerando el esquema patrimonial de la ciudad

Las limitaciones existentes para el desarrollo de la actuación impusieron que se tratara de una adecuación y renaturalización del tramo urbano, y no de una restauración fluvial en sentido estricto.

El río Huécar forma, a su paso por la ciudad y prácticamente a lo largo de todo su curso, la llamada Hoz del Huécar, garganta de unos 100 metros de profundidad sobre la que se sitúan edificios históricos como las Casas Colgadas. A comienzos del siglo XX el río tuvo varios desbordamientos, por lo que a mediados del siglo se procedió a encauzar su último kilómetro, que es el que discurre dentro de la ciudad de Cuenca.

La actuación de renaturalización se centró en este kilómetro encauzado.



Figura 92. Ubicación de la ciudad de Cuenca, en el Centro - Este de España.



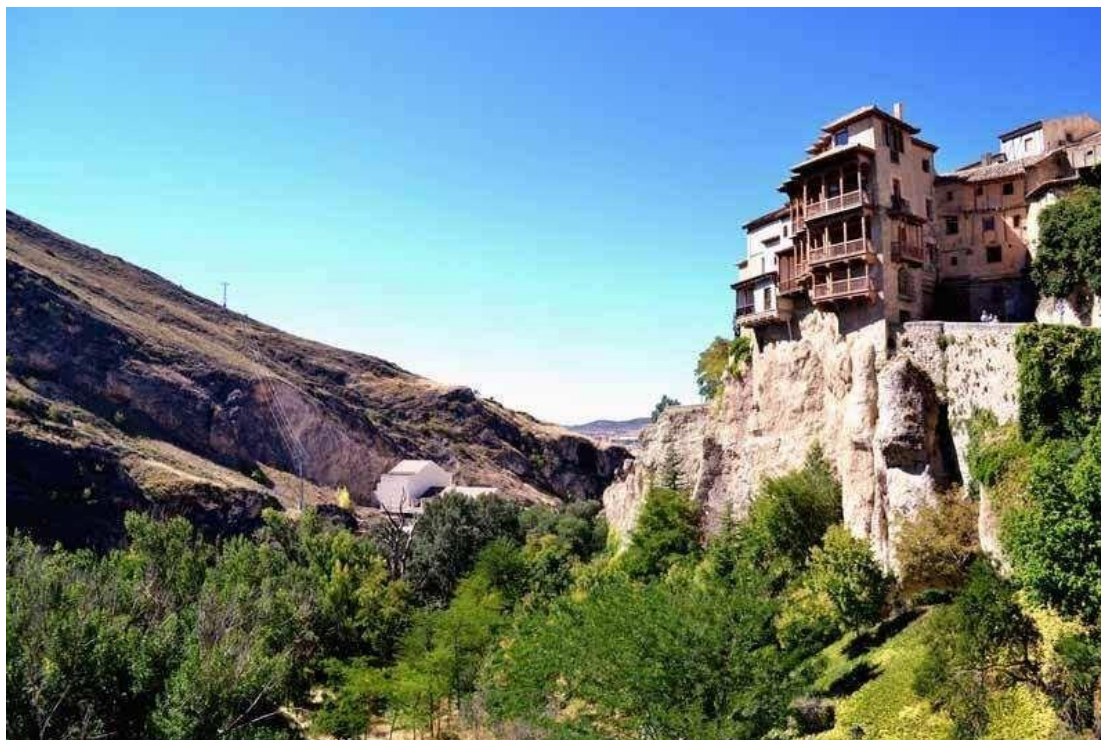


Figura 93. a) Arriba: Vista general de la hoz del río Huécar a su paso por la ciudad de Cuenca; el tramo de actuación se encuentra al final de esta hoz, en las inmediaciones de la confluencia con el río Júcar; b) Abajo: Vista parcial de las conocidas como Casas Colgadas, edificios históricos construidos sobre la hoz del Huécar (Fuente: Ayuntamiento de Cuenca).

El proyecto se centró en diversas actuaciones que pueden resumirse en el siguiente cuadro:

Actuación	Efectos			
	Hidráulico	Ambiental	Escénico	Social
Naturalización del Lecho	Aumento de la rugosidade. Necesario rebajar la cota del lecho para mantener la capacidad de evacuación	Recuperación del lecho como soporte de vida (macroinvertebrados y macrófitas)	Recuperación de la imagen natural del Río	

Sucesión de rápidos y remansos	Disipación de la Energía	Generación de Diversidad de Biotopos. Asegurar la transitabilidad del tramo para la Ictiofauna	Aportar Diversidad Excénica a la lámina de agua	
Adecuación La vegetación	Ordenar Ambientalmente Terrazas del Avenida	Incorporación de Vegetación al lecho Y orillas	Recuperar la Vegetación Ribereña	
Asegurar flujo permanente de agua			Mantener la impronta fluvial a lo largo de todo el año.	Evitar malos olores
Participación Pública				Educar, Concienciar e Implicar a la Sociedad em el cuidado del Río

Esquema del proyecto

El tramo discurre, en toda su longitud, rodeando el flanco sur del casco antiguo de la ciudad de Cuenca. Presenta una planta caracterizada por una amplia curva que rodea el flanco sur del casco histórico. La principal singularidad del tramo aparece en la calle de Los Tintes que se dispone paralela al río, en su margen izquierda, aguas abajo del puente de la Puerta de Valencia. Las cotas de esa calle son superiores a las de un área amplia que se extiende a lo largo de la margen izquierda. Así, la calle Gregorio Catalán Valero presenta, en su confluencia con la de Los Tintes una cota de 917,05 m, cota que desciende a medida que se aleja perpendicularmente del cauce hasta su cruce con la calle Hermanos Valdés a cota 916,70 m. Lo mismo ocurre en la calle Fray Luis de León, dispuesta también perpendicularmente al cauce; de una cota de 915,80 m en su confluencia con Los Tintes baja a la cota 914,60 m en el cruce con Juan Correcher. Esta situación se repite en la calle Gascas.

Se define así una importante superficie con cota dominada por la de la calle de Los Tintes, de manera que de producirse sobre ésta un desbordamiento del Huécar, toda

esa superficie se vería afectada. La situación presentada no describe un futuro; de hecho, la calle oficialmente denominada Fray Luis de León es conocida popularmente en Cuenca como calle del Agua, y hay documentos gráficos de la importante inundación que se produjo el 13 de agosto de 1947. También hay referencias de otras dos importantes inundaciones, en junio de 1804, con importantes daños y dos muertos, y en diciembre de 1859.

Esta peculiar disposición del cauce en cotas relativamente altas respecto a las de su margen izquierda puede atribuirse a la conformación de la ciudad a lo largo del medievo. La fisiografía del tramo permite aventurar que muy posiblemente desde donde hoy se sitúa el puente de la Puerta de Valencia comenzase el cono aluvial del río, que cruzaría ese abanico aluvial por distintos sitios, activando y abandonado cauces en función de los sucesivos episodios de grandes avenidas. Es posible que históricamente el curso del río fuese encauzado por la generatriz derecha de ese cono, pegándolo al pie de la elevación sobre la que se desarrolló la ciudad, para aportar así, a modo de foso defensivo, una protección adicional frente a posibles agresiones.

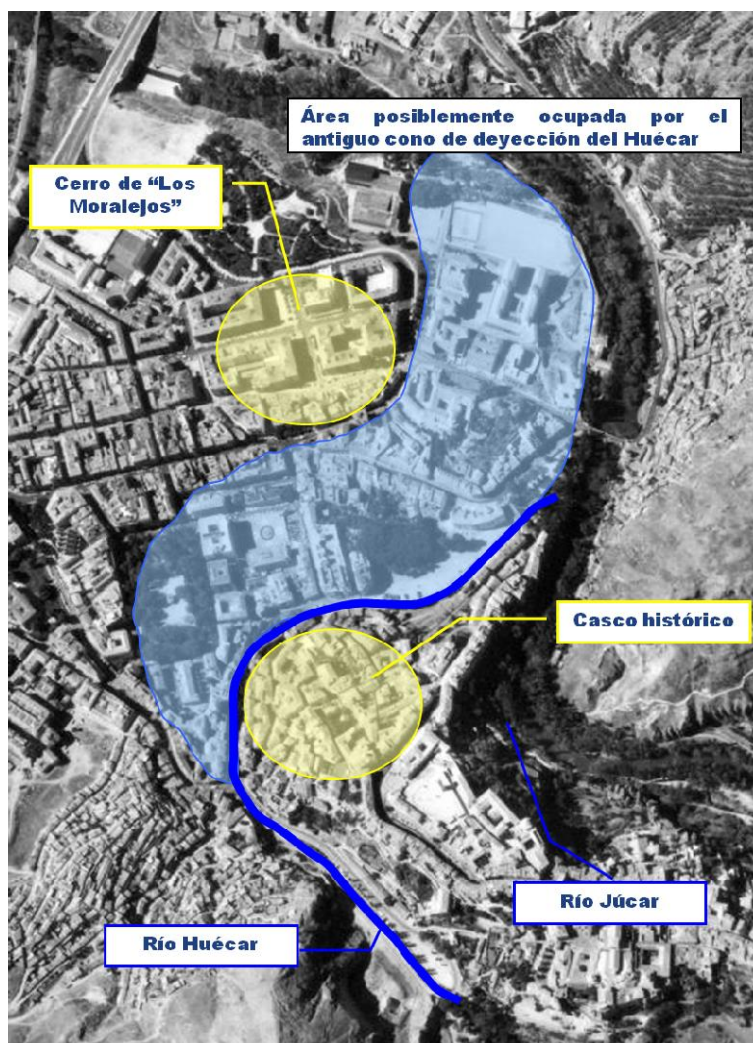


Figura 94. Plano de localización de la cuenca del Huécar y su antiguo cono de deyección.

Esta situación haría que con una avenida importante, que no era capaz de evacuarse

por el cauce artificial habilitado, las aguas desbordadas entrasen en ese cono discurriendo por él y afectando a una superficie importante. La expansión de la ciudad fuera de sus límites del medievo, ocupó parte de esa zona, y cuando se producían desbordamientos se generaban afecciones importantes.

Precisamente, para evitar estas inundaciones frecuentes se desarrollaron, aunque no simultáneamente, varias actuaciones:

- Construcción de un túnel, aguas arriba del puente de la Puerta de Valencia, que, atravesando el cerro sobre el que se sitúa el casco histórico, conecta el Huécar con el Júcar, permitiendo evacuar caudales cuando se producen avenidas de cierta entidad.
- La adecuación hidráulica del cauce en el tramo en el que se centra este estudio, con formación del lecho de hormigón con perfil escalonado y adecuación de los muros cajeros.
- Construcción, inmediatamente aguas abajo de la embocadura del túnel, de un puente con capacidad de desagüe muy limitada con el objetivo de forzar la evacuación de caudales a través del túnel.

La sección transversal del encauzamiento es bastante homogénea. En general se presenta como una sección rectangular, con el lecho de hormigón en forma de “uve” muy abierta y muros cajeros en mampostería hidráulica.

Sobre esa sección base, común para todo el tramo, se presentan algunas variantes:

- El tramo comprendido entre el puente de la carretera de Palomera y el puente peatonal para carga del aliviadero (véase más adelante la descripción de esta obra peculiar), a esa sección rectangular tipo para aguas bajas se superpone otra, también rectangular, con el lecho ajardinado en ambas márgenes.
- Desde el puente peatonal y hasta unos cincuenta metros aguas arriba del puente de la Puerta de Valencia, desaparece el rellano para aguas altas de la margen derecha permaneciendo el de la margen izquierda, y desde ese punto hasta el citado puente el cauce presenta una sección rectangular.
- Desde aguas abajo del puente de la Puerta de Valencia y hasta el puente peatonal con escalinatas para acceso a la calle de La Moneda, el rellano para aguas altas, también ajardinado, aparece ahora sólo en la margen derecha.
- Desde esas escalinatas hasta llegar a la altura de la calle Gascas, la margen derecha presenta un fuerte talud con vegetación, y a partir de ahí, hasta el puente de La Trinidad, de nuevo aparece, en la margen derecha, un rellano para aguas altas también ajardinado.

A lo largo de todo el recorrido, el tramo presenta, en su margen izquierda, un muro lateral sobre la rasante de la calle, con una altura que oscila entre 0,75 y 1 m. En la margen derecha este muro únicamente aparece en el tramo comprendido entre el puente de la carretera de Palomera y el puente de la Puerta de Valencia. Desde ahí hasta el puente de la Trinidad, la margen derecha no necesita defensa, ya que está definida por el cerro sobre el que se levanta el casco antiguo.

En el perfil longitudinal, la pendiente general del tramo es de 0,014m/m, aunque la pendiente efectiva es menor, ya que el encauzamiento presenta un escalonamiento definido por tramos con una longitud de entre 20 y 50 metros y pequeños saltos formados por una rampa de 45º que salvan diferencias de cota que oscilan entre 0,2 y 0,6 m.

En el tramo hay nueve puentes con características muy distintas, incluyendo en esa cifra el situado inmediatamente aguas arriba del comienzo del tramo – puente de la carretera a Palomera-.

Sólo dos de ellos permiten el tránsito habitual de vehículos – puente de la Puerta de Valencia y puente de La Trinidad-. El resto son peatonales, aunque el situado en las proximidades del auditorio es ocasionalmente utilizado por los vehículos que dan servicio a este centro. De todos ellos, hay uno que presenta una notable peculiaridad. Se trata del situado aguas abajo del puente del Auditorio, frente a la “Cueva del Tío Serafín”, donde existe la boca de un túnel que conecta el río Huécar con el Júcar para evacuar caudales en caso de avenidas.

Para aumentar el caudal derivado por este alivio, este “falso puente” presenta una sección libre muy reducida, de manera que, cuando se supera su capacidad de evacuación, entra en carga, provocando una sobreelevación aguas arriba que aumenta el gasto por el túnel.

Este túnel de alivio tiene un papel esencial el control de inundaciones en el tramo urbano.

En el tramo sólo aparecen dos desagües:

- El situado en la margen izquierda, a unos pocos metros aguas arriba del puente de la Puerta de Valencia, que desagua el drenaje superficial de la ladera sobre la que se sitúa el barrio de “Los Tiradores”.
- El correspondiente al bombeo procedente del aparcamiento del “Parque del Huécar”. Este bombeo, que opera de manera permanente, evacua el agua que procede del acuífero que drena en dicho aparcamiento.

A lo largo del túnel de alivio, por su margen derecha, discurre la conducción de la traída de aguas desde el manantial de Royo Frío, en la cuenca del Júcar, hasta los depósitos de regulación de Cerro Molina. Esta conducción cruza el lecho del cauce del Huécar, soterrada, a la altura del Auditorio.



Figura 95. Salida del túnel de alivio antes de la actuación.

Pueden destacarse tres limitaciones del proyecto:

- Como ya se ha indicado, una limitación importante a considerar es la falta de espacio. El río circula constreñido por una trama urbana consolidada y, hoy por hoy, no es posible plantear una recuperación completa de un espacio ribereño adecuado al ecosistema fluvial. Esta limitación no puede, ni debe, actuar como freno. La aplicación, en partes iguales, de ingenio, imaginación y sensibilidad, pueden permitir conseguir mejoras sustanciales aún contando con un espacio muy limitado.

Otra limitación, también importante a la hora de concebir y desarrollar actuaciones, es la que se deriva del riesgo de inundación. No es aceptable bajo ningún concepto, plantear actuaciones que reduzcan la capacidad hidráulica del tramo.

- Por último resulta preciso señalar que el hecho de que el río se seque con frecuencia en verano limita considerablemente su componente escénica y paisajística.

Localización y sistema ambiental en que está inscrito

El río Huécar, afluente por la izquierda del Júcar drena una cuenca de unos 135 km². Salvo la ciudad de Cuenca, situada en su desembocadura, en su cuenca sólo tiene dos pequeños núcleos de población, Palomera y Molinos de Papel, y, hoy, su

aprovechamiento se limita al riego de las huertas familiares situadas en su margen derecha, entre el puente de la carretera a Buenache de la Sierra y la ciudad de Cuenca.

Nace en la Serranía de Cuenca, a la cota 1400 m, en el cerro Montoso, y discurre, en su tramos medio y bajo, por un cauce encajonado, sobre un valle cerrado, enmarcado por grandes farallones calizos, hasta desembocar en el Júcar a cota 909 m, con una longitud total de unos 28 kilómetros.

El tramo objeto de estudio comprende el correspondiente al encauzamiento del río Huécar a su paso por el casco urbano de Cuenca, encauzamiento que comienza aguas abajo del puente de la carretera a Palomera prolongándose hasta su desembocadura en el río Júcar, con una longitud total de 1030 m.

Población residente y usos del suelo

La ciudad de Cuenca se instaló y creció aprovechando las peculiaridades orográficas que definían la confluencia de los ríos Júcar y Huécar. El cerro que conforma esa confluencia, con imponentes cortados calizos hacia ambos ríos, propició el crecimiento de una plaza fuerte prácticamente inexpugnable. Cuenca no puede, por tanto, concebirse sin sus dos ríos.

Con el tiempo, la ciudad creció saltando la frontera que definía el Huécar y, hasta hace unas décadas, ese río fue tratado si no con desprecio, cuando menos con falta de aprecio: era frecuente encontrar el cauce con basuras y escombros, y sólo se le consideraba cuando la aparición de una avenida importante, y la correspondiente inundación, ponía en evidencia los efectos de un inadecuado mantenimiento.

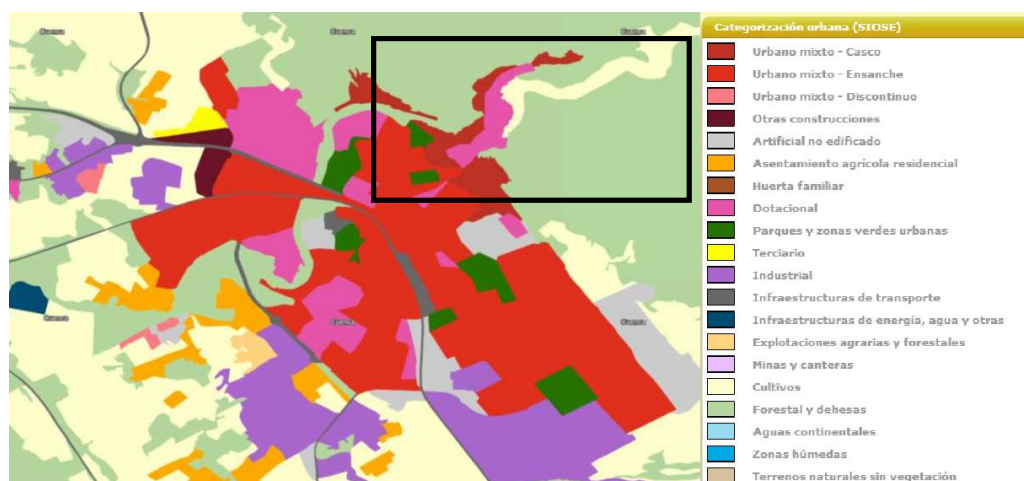


Figura 96. Usos de suelo según sistema SIOSE. Recuadrada en negro la entrada del Huécar a la ciudad.
Fuente: Portal SIU de Ministerio de Fomento

Hoy, además de reconocer la importancia de mantener una capacidad de desagüe adecuada, se ha puesto en valor la importancia que para el paisaje urbano de una ciudad Patrimonio de la Humanidad tiene el Huécar. Es patente la necesidad de compatibilizar el papel de evacuación de avenidas con el que le corresponde como un

elemento esencial de conformación y enriquecimiento del paisaje urbano, y también con la necesaria recuperación, en la medida de lo posible, de su capacidad biológica.

Sus aguas se utilizan únicamente para atender el riego de las huertas familiares situadas en la margen derecha, entre el puente de Buenache de la Sierra y Cuenca. Este aprovechamiento, que en términos absolutos representa un volumen mínimo de la aportación anual, tiene, sin embargo, un efecto sensible en la época estival, ya que en ese período, y sin considerar los flujos producidos por las tormentas veraniegas, los caudales son muy escasos y se ven sensiblemente afectados. Este aprovechamiento tiene un especial valor social y paisajístico en Cuenca: los productos obtenidos en esas huertas se venden directamente en el mercado municipal, con una altísima demanda, y las pequeñas huertas, trabajadas con una mínima mecanización, conforman un paisaje muy valorado por la sociedad conuense.

En la actualidad, la población de esta capital de provincia es de 55.738 habitantes.

Situación ambiental (uso de los recursos ambientales, niveles de polución)

El tramo sobre el que se ha actuado, desde una óptica ambiental, no puede considerarse como un río, ya que carece de los elementos necesarios para que pueda catalogarse como un ecosistema fluvial:

- La geometría en planta, en sección y el perfil longitudinal es artificial.
- El lecho, formado por hormigón, no permite la entrada de ningún tipo de vegetación ni que prosperen los macroinvertebrados.
- Los muros cajeros no ofrecen refugios para la posible fauna acuática
- No hay espacio ripario, y la vegetación aneja, en los tramos donde se presenta, no puede considerarse como vegetación de galería.
- Se trataba pues, desde el punto de vista ambiental, de un canal.

En general, el agua, cuando circula, no presenta problemas de calidad desde el punto de vista de la biota acuática.

Organización de la sociedad civil local y procedimientos de actuación del poder público

El concurso del proyecto se publicó en el B.O.E. en febrero de 2003 y en julio del mismo año quedó adjudicado.

Aunque el proyecto ha tenido una gran acogida por parte de los vecinos de la ciudad de Cuenca, no se sometió a un proceso de participación pública.

Factor generador de trabajo de renaturalización

No se tienen datos de este parámetro.

Instituciones responsables de los estudios y realización del proyecto

El río Huécar era el foso defensivo de la ciudad medieval de Cuenca. Con el desarrollo posterior extramuros de la ciudad, se convirtió en un río que se encontraba a cota superior de las nuevas tramas urbanas, lo que acarrea importantes problemas de inundaciones.

Como solución a estas inundaciones, en los años 70 se opta por el encauzamiento del río, mediante revestimiento de hormigón del lecho y muros cajeros de mampostería hidráulica. Asimismo, se construye un túnel de alivio al río Júcar.

Esta actuación sobre el río proporciona una adecuada capacidad para evacuar las avenidas pero tiene como resultado que el Huécar dejó de ser un río para convertirse en un canal, biológicamente muerto y socialmente ignorado por los habitantes de la ciudad.

Este hecho lleva a que en el año 1997 se haga una propuesta para la revitalización del río con una Memoria valorada de *“Acondicionamiento del río Huécar y sus márgenes”* por parte del Ayuntamiento de Cuenca.

Posteriormente, en el año 2002 por parte de la Confederación del Júcar se redacta el proyecto de *“Estudio de diagnóstico para la adecuación medioambiental del río Huécar en el entorno de la ciudad de Cuenca”*.

En el año 2005, una vez obtenida la financiación se comienzan las obras.

Descripción de los estudios técnicos-científicos, jurídicos que apoyan el proyecto

Para poder apoyarse en cálculos ajustados se realizó una modelización hidráulica del tramo con HEC-RAS. De esta manera se pudo establecer un diagnóstico de los elementos que en mayor medida condicionaban la capacidad hidráulica (vegetación, puentes, petos, puntos críticos) y poder así establecer una propuesta de mejoras. Una de las premisas era que de ninguna manera las actuaciones propuestas pudieran implicar una reducción de la capacidad hidráulica del cauce.

Para la adecuación y optimización del aliviadero se realizó una caracterización hidráulica de las condiciones actuales de abducción, conducción y descarga.

El río Huécar no cuenta con estaciones de aforo ni con ningún tipo de registro hidrométrico. No se disponía por tanto, de ningún tipo de información del régimen de caudales.

Dada la escasa longitud del río (28 km) y su notable pendiente (0,0175m/m), el tiempo de concentración de la cuenca (aproximadamente 8 horas) es pequeño, circunstancia que unida a las características de los aguaceros convectivos habituales en la época estival y a la ausencia a lo largo de su recorrido de llanuras de inundación efectivas que contribuyan a la laminación, hacen suponer, con un grado razonable de certeza, que los hidrogramas así generados presentarán las características de los denominados

“flash flood”, esto es, hidrogramas que presentan una punta muy marcada, con curvas de crecida y defluencia con mucha pendiente y un tiempo al pico y un tiempo base breves.

Este tipo de hidrogramas son, desde el punto de vista del riesgo de inundación, muy peligrosos, ya que a las fuertes puntas que los caracterizan se unen los cortos tiempos de respuesta de la cuenca frente a aguaceros breves e intensos, con lo que el intervalo para poder poner en marcha procedimientos de alerta y protección civil es muy limitado.

En diciembre de 1997, el Ayuntamiento de Cuenca elaboró una “Memoria valorada de: Acondicionamientos en el río Huécar y sus Márgenes”. A continuación se presenta una síntesis de su contenido:

“Se redacta la presente Memoria, con el fin de mejorar las condiciones estéticas y funcionales del cauce del río Huécar, con la pretensión de conseguir un doble objetivo:

- Obtener un cauce con agua durante el período de estilo, en el que normalmente discurre seco, con los consiguientes inconvenientes de orden estético. El agua para tal fin se obtiene del propio río, en tanto que ello sea posible, mientras que en el caso de que por falta de agua, no lo sea, se utilizarán los desagües de la canalización de Royo Frío, que discurre por la Puerta de Valencia. Se levantarán una serie de azudes de altura variable, que puede estimarse en unos 70 cm de altura media. Se consiguen así una serie de escalonamientos de agua embalsada con lo que se mejorará la estética general del río. Se completarán las obras con el ajardinamiento de las márgenes en la medida en que ello sea posible, para conseguir un más adecuado entorno estético del río.



Figura 97. Recreación de la imagen objetivo que se presentó en el proyecto de ejecución.

- Conseguir aumentar la capacidad de desagüe actual del encauzamiento existente mediante la aplicación simultánea de:
 - - Acondicionamiento del aliviadero existente al Júcar, en las inmediaciones del auditorio, mejorando sus características hidráulicas.
 - Recrecimiento del muro lateral de la calle de Los Tintes, para conseguir una mayor sección y por tanto mayor caudal de desagüe.

- Perfilado de la rasante del fondo del cauce, en la zona del puente de acceso a la calle del Cardenal Paya y calle de La Moneda, para conseguir una mayor pendiente en dicho recorrido, y consiguientemente, una mayor capacidad de desagüe. Con un 1,5% de pendiente se podrá conseguir un caudal total de desagüe de 60 m³/s, a los que habría que sumar los 8 m³/s del arco superior, considerando la misma pendiente. La capacidad actual total no supera los 30 m³/s totales, con lo que se conseguiría un incremento teórico de 38 m³/s, es decir, más que duplicar la capacidad teórica.

Etapas de planeamiento e implantación del proyecto y respectivos costes.

El proyecto se inició en 2005 dentro del programa A.G.U.A. (Actuación para la Gestión y Utilización del Agua) del Ministerio de Medio Ambiente de España. Tuvo un plazo de ejecución de 9 meses y el presupuesto destinado fueron 780.000 €, de los cuales el 70% fue financiado por el Ministerio de Medio Ambiente (autoridad estatal) a través de fondos europeos Feder (Fondo Europeo de Desarrollo Regional), el 25% por la Junta de Comunidades de Castilla La Mancha (autoridad regional) y el 5% por el propio Ayuntamiento de Cuenca (autoridad local).

Detalle del proyecto de renaturalización

A lo largo del tramo afectado por el proyecto (aproximadamente 1 km) se realizaron las siguientes actuaciones:

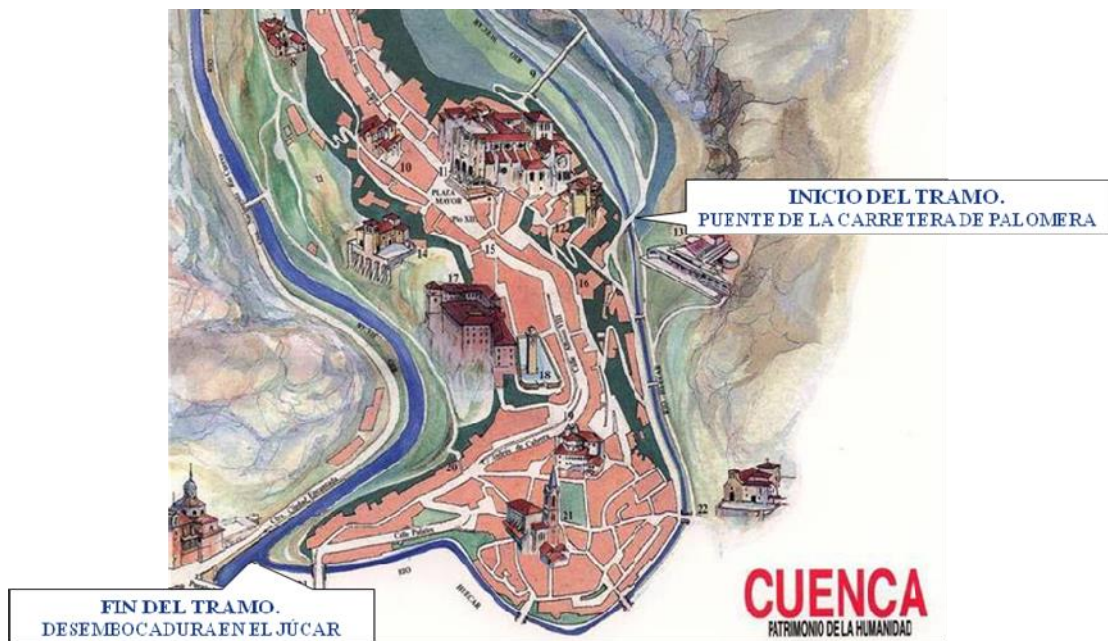


Figura 98. Detalle del tramo afectado por la ejecución de las obras, 1 km del tramo urbano del río, hasta su confluencia con el río Júcar.

- Conformar el lecho con cantos rodados:
 - Eligiendo un tamaño adecuado para soportar los esfuerzos cortantes

correspondientes al caudal máximo o sujetándolos en algunos casos con mortero

- Aumentando la rugosidad y reduciendo la sección, por lo que fue necesario demoler en algunos puntos la solera existente para rebajar la cota del lecho y compensar dichos efectos.
- Disponer pequeños azudes con los bolos de piedra más grandes para generar una adecuada sucesión de rápidos y remansos con:
 - Un vertedero naturalizado que asegurara la transitabilidad del tramo, tuviera un gasto adecuado para formar un remanso apreciable u no generara sobre-elevaciones significativas con caudales notables.
 - El remanso debía ocupar aproximadamente la mitad de la distancia entre azudes.



Figura 99. Trabajos en el lecho del río durante las obras de ejecución en 2005.

Para cumplir con el objetivo escénico, se realizó un **bombeo desde el Júcar** a través del tramo de alivio y bajo el lecho hasta el comienzo del tramo.

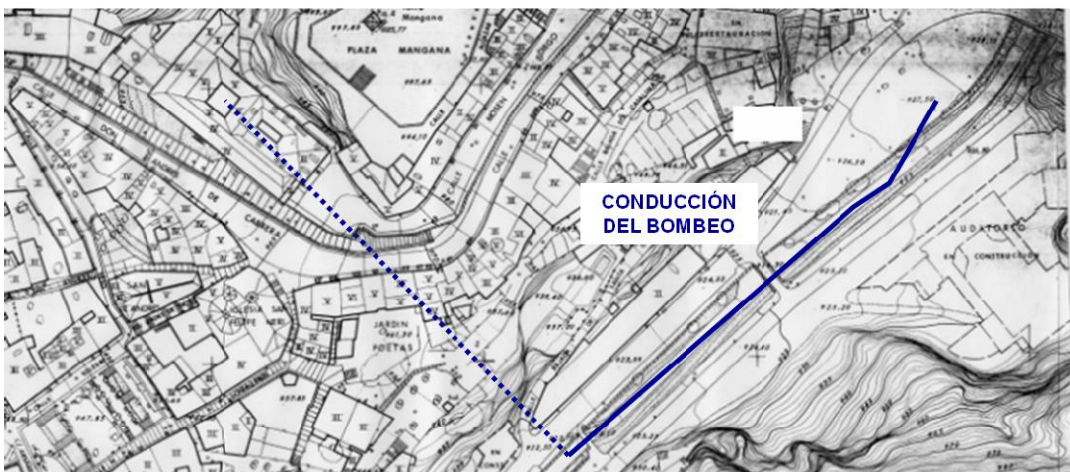


Figura 100. Plano donde se muestra la traída del bombeo desde el Júcar.

También **se introdujo vegetación más adecuada a la orla riparia natural** en los márgenes del río, con especies de ramificación en altura o ramas flexibles o frágiles.

- Una parte del proyecto incluía incorporar elementos escultóricos a lo largo del tramo y relojes de agua que convirtieran el recorrido del río en una senda lúdica y cultural, pero finalmente no se incluyeron en la ejecución.

Problemas y aciertos en las diferentes soluciones

Problemas

- La colonización del cauce con vegetación se produce inevitablemente, de manera que, cada cierto tiempo, es preciso realizar labores de mantenimiento.
- El hecho de tener el río confinado en una sección muy limitada, sin espacio para aumentar la sección ha condicionado ampliamente el proyecto. Llegar a un estado de restauración “ideal” en este caso no es posible.

Aciertos

- La mejora estética y escénica del río es patente, y la aceptación por parte de los vecinos es total.
- Desde que el río ha sido restaurado su mantenimiento en cuanto a limpieza de desechos es menor, ya que los vecinos cuidan más el río.

Tiempo de implantación y percepción de resultados

El diseño de la actuación requirió aproximadamente 6 meses, considerando sus diferentes fases. La ejecución se desarrolló en un plazo de 9 meses. Posteriormente, y a lo largo de la última década, se han ido realizando labores de seguimiento y mantenimiento.

La actuación no ha modificado la forma en planta del río, ni su dinamismo transversal, pero ha permitido renaturalizar de manera importante el tramo, permitiendo la instalación de vegetación acuática y ribereña, y la vuelta de especies piscícolas y de avifauna anteriormente desaparecidas de este entorno. La combinación con la mejora progresiva de la calidad físico-química de las aguas ha conllevado una intensa recuperación de los usos recreativos y sociales ligadas al río Huécar. Es ahora frecuente que los vecinos de Cuenca utilicen las márgenes del Huécar como zona de paseo, y de observación de flora y fauna.

Actividades de mantenimiento

Recientemente, en julio de 2015, se realizaron tareas de mantenimiento para mantener la vegetación dentro del cauce sin limitar la capacidad hidráulica de la sección. Estos trabajos se realizaron en el último tramo del río, consistiendo básicamente en la eliminación de vegetación herbácea y tuvieron una semana de duración. Se hicieron durante la temporada de verano para limitar las posibles afecciones sobre la fauna acuática.



Figura 101. Eliminación con desbrozadora de las herbáceas dentro del cauce, como parte de las labores de mantenimiento que periódicamente requiere el río para mantener su funcionalidad hidráulica y ambiental. Fuente: Cuencanews.es

Escenario actual de la cuenca (Anexo fotográfico)

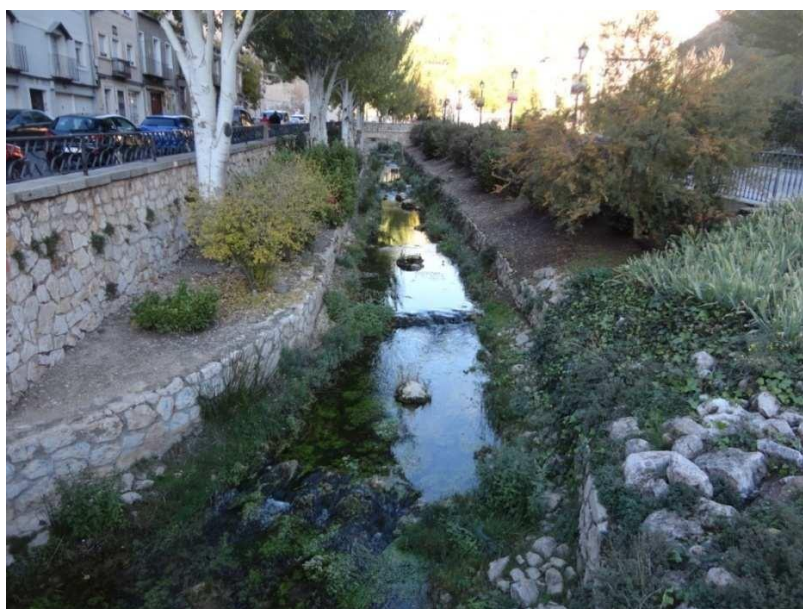


Figura 102. Colonización por parte de vegetación autóctona del lecho del río



Figura 103. Sucesión de rápidos y remansos, que favorece la heterogeneidad física y ambiental del río y la mejora de los procesos ecohidrológicos

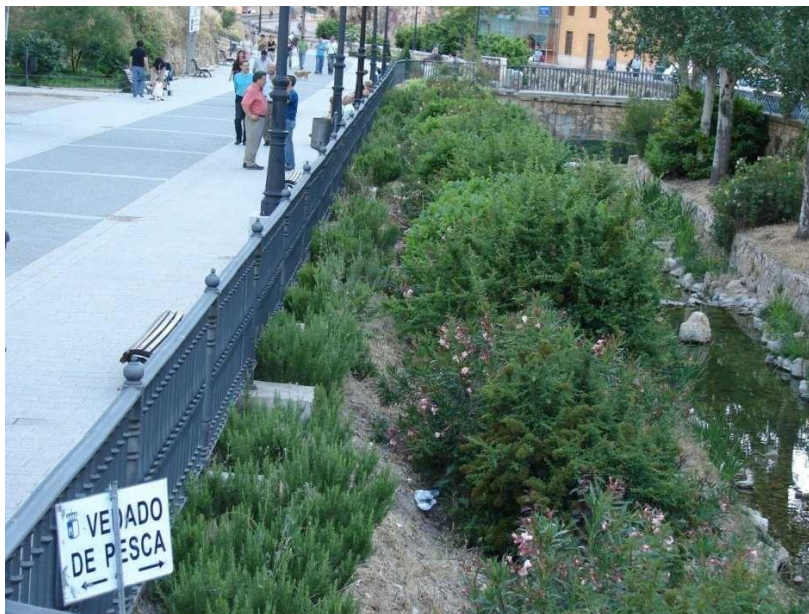


Figura 104. Aspecto naturalizado del cauce a su paso por una zona peatonal.

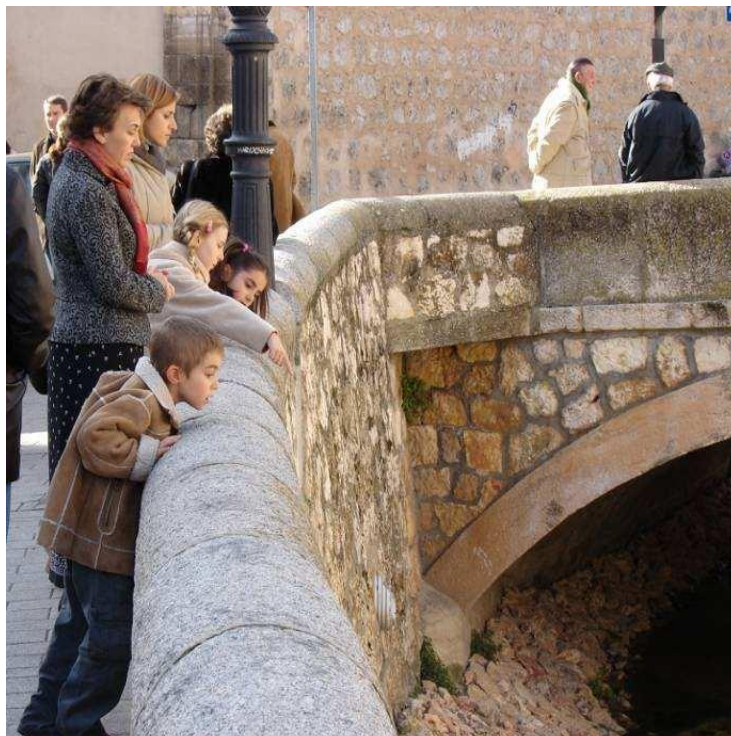


Figura 105. Vecinos acercándose al río renaturalizado. Importancia de la visibilidad social del río y de su calidad paisajística

Una visión histórica del río Huécar en Cuenca (Anexo fotográfico)



**Figura 106. a. Aspecto que presentaba la calle de Fray Luis de León (calle del Agua) en la confluencia con la calle Juan Correcher en la inundación de 1947.
b. Vista hacia la calle Fray Luis de León (calle del Agua) desde el mismo punto que la foto anterior durante las labores de limpieza tras la inundación de 1947. Fuente: “Adecuación ambiental y escénica del río Huécar en Cuenca”**

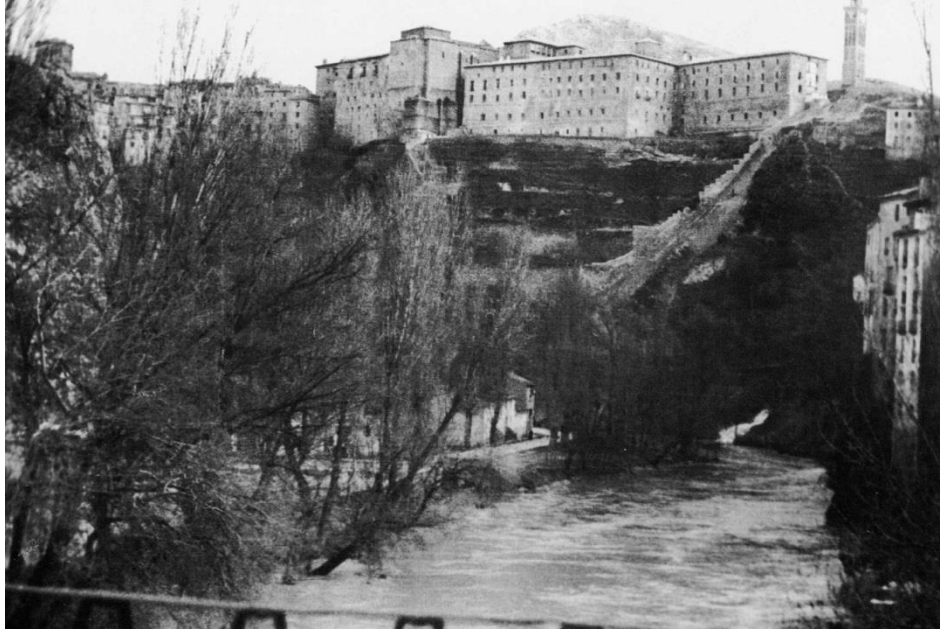


Figura 107. Desagüe al Júcar del túnel de alivio. Crecida de 1947. Fuente: "Adecuación ambiental y escénica del río Huécar en Cuenca"



Figura 108. La hoz del Huécar en 1950 Fuente: Ediciones García GarraBella



Figura 109. El Huécar a lo largo de la calle de los Tintes. Fuente: Postal Edición Garay

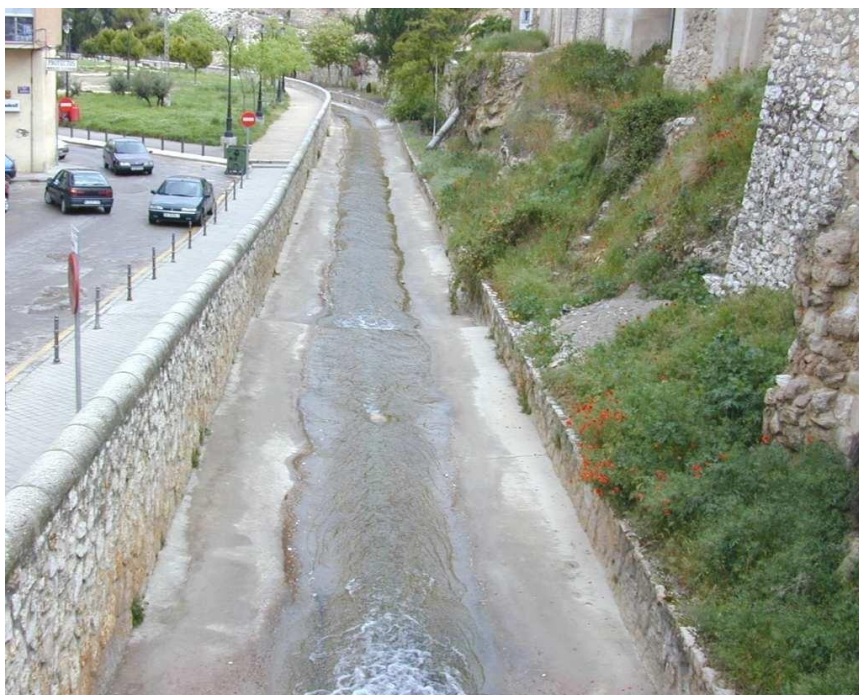


Figura 110. Estado inicial, antes del comienzo de las obras.

Estudio comparativo de los tres casos internacionales

Factores importantes para el éxito de los proyectos

Dentro de las tres experiencias observadas, los factores de éxito más importantes han sido los siguientes:

- Transformación del río en un espacio relevante para el ocio y el disfrute de la ciudadanía.

- Conversión del espacio fluvial en un eje vertebrador del territorio y en un espacio de conectividad, en lugar de un obstáculo para la ciudad.
- Incorporación de la participación pública en la toma de decisiones.
- Mejora sustancial de las condiciones ambientales de la masa de agua.
- Elevada capacidad de recuperación de los ríos.
- Necesidad de un proyecto supramunicipal que aglutine los intereses de diferentes entidades locales, y que sean consensuados por diferentes sectores de los pueblos del ámbito del tramo urbano, y de la ciudadanía en general.
- De cara a la implantación de este tipo de proyectos, con una participación de muchos sectores de la sociedad, la necesidad de ordenar las actividades de los distintos espacios, por ejemplo, a través de ordenanzas de regulación de uso.

Factores relevantes en el fracaso de las experiencias

- Dificultad en el mantenimiento de las actuaciones llevadas a cabo en el tiempo sin un importante desembolso económico
- La consideración de procesos y dinámicas fluviales debe llevar a diseñar y ejecutar actuaciones que no requieran un alto grado de mantenimiento.
- Importancia de proporcionalidad presupuestaria de las inversiones realizadas.

Evaluación del nivel de complejidad (Elementos existentes y sus interrelaciones en los casos de éxito)

El nivel de complejidad de las actuaciones ha sido especialmente alto en el caso del río Manzanares, por su interacción con la trama urbana pre-existente y con la autovía soterrada bajo el lecho del río. Asimismo, la complejidad social ha sido mayor que en los otros casos, por desarrollarse en la ciudad de Madrid, y por afectar a múltiples intereses públicos y privados relacionados con el tráfico rodado, el planeamiento urbanístico, las actividades económicas, o los valores culturales y paisajísticos. Por todas estas razones, las acciones de proyecto fueron muy debatidas, e incluso en algunos casos resultaron controvertidas, ya que diversos colectivos de la ciudad no eran favorables al soterramiento de la autovía bajo el río, y a las actuaciones de renaturalización posteriores, por entender que el tramo fluvial del Manzanares era merecedor de acciones más asociadas con las características naturales del río, tanto en su componente acuática como en su componente ribereña.

Se puede considerar que en segundo lugar en cuanto a complejidad, dentro de los tres casos presentados, se encontraría el río Arga. En este caso, la complejidad del proyecto se basó fundamentalmente en la necesidad de integrar un elevado número de elementos patrimoniales, y en la necesidad de conciliar los intereses urbanos con los de naturalización efectiva del tramo fluvial. Otro aspecto importante es el hecho de que el tramo de proyecto es ya de carácter supramunicipal, por lo que ha sido necesaria la acción combinada de diversas administraciones locales, sumadas a la administración regional (Gobierno de Navarra) y a la administración estatal (Organismo de cuenca), que debían conceder los permisos y autorizaciones pertinentes.

En tercer lugar se situaría la actuación del río Huécar, por ser de menores dimensiones que las precedentes, y por encerrar igualmente una menor complejidad en cuanto a las acciones de proyecto. Las muy importantes limitaciones de espacio permitieron solo la adopción de medidas encaminadas a la mejora del lecho del río. En este caso, las dificultades más notables se derivaron de la hidrología del río (y sus fuertes estiajes), así como de las limitaciones impuestas por el hecho de que el río discorra por una ciudad considerada Patrimonio de la Humanidad por UNESCO, que tiene muchas limitaciones en lo concerniente a cualquier acción desarrollada dentro del caso urbano.

Identificación de los rasgos comunes y divergentes entre las experiencias de éxito

Rasgos comunes

En los tres casos presentados, se trataba de tramos urbanos ubicados en núcleos urbanos densamente poblados, caracterizados por la existencia de usos intensos del suelo en las márgenes fluviales, y un elevado nivel de deterioro hidromorfológico, biológico y físico-químico de las aguas. Al tiempo, atravesaban ciudades con un elevado valor patrimonial, que contaban con una importante historia de interacción con el río. En los tres casos, los tramos urbanos habían experimentado un empeoramiento notable de su situación a partir de los años.

60 del siglo XX, que había motivado el desarrollo de encauzamientos totales o parciales, con el objetivo de sanear de alguna manera el estado general del río y de su entorno. En los tres casos, dichas acciones de encauzamiento condujeron a situaciones de deterioro de los ríos, que fueron perdiendo su vinculación emocional con la sociedad urbana, hasta ser prácticamente olvidados por buena parte de la ciudadanía, más allá de su papel de conductores de las aguas residuales más o menos depuradas. En los tres casos, una vez solucionados de manera general el problema de la calidad físico-química, diversos colectivos sociales venían reclamando acciones que mejoraran el paisaje fluvial, y re-vincularan a los ríos con sus respectivas ciudades.

También es rasgo común el hecho de que se hayan desarrollado acciones condicionadas por la falta de espacio de libertad para la dinámica fluvial, a pesar de lo cual, las intervenciones implementadas han tenido un muy elevado nivel de aceptación por la ciudadanía.

Igualmente en los tres casos, diferentes asociaciones y colectivos reclaman a las autoridades la adopción de nuevas acciones que profundicen en la renaturalización de los tramos urbanos, incrementen su conectividad con tramos fluviales adyacentes, y vayan progresivamente reduciendo el carácter urbano de las márgenes, y tendiendo a dotar al río de mayores funcionalidades ambientales y servicios ecosistémicos.

Rasgos divergentes

Como rasgos divergentes, cabe citar diversos aspectos como:

- A pesar de caracterizarse los tres ríos por tener una elevada heterogeneidad hidrológica, tanto sus dimensiones como su funcionamiento responden a patrones bien diferenciados. Los ríos manzanares y huécar sufren estiajes mucho más marcados, propios de áreas netamente mediterráneas, mientras que el río arga tiene una hidrología más regular, al discurrir por la zona de transición entre el ámbito mediterráneo y el ámbito atlántico.
- En el caso de los ríos manzanares y huécar, las intervenciones han tenido un carácter más puntual en el tiempo y en el espacio, mientras que la renaturalización del río arga puede entenderse como un proceso continuado, llevado a cabo durante unas dos décadas, y con una voluntad de mejora permanente. Esto ha motivado la ampliación casi continua de la longitud del tramo intervenido, y la incorporación de muy diversas técnicas y medidas.
- La actuación de renaturalización del río manzanares, a diferencia de los otros casos, se encuentra completamente mediatizada por el objetivo último que motivó su intervención, como fue el soterramiento de la autovía circular urbana m-30. Esta autovía, que circula hoy en día bajo el río, ha hecho que las actuaciones desarrolladas en las márgenes no se encuentren del todo comunicadas con el lecho del río.
- Por las razones anteriormente indicadas, el presupuesto de las actuaciones fue muy diferente, así como el origen de la financiación.
- En el caso del río Huécar, las acciones de proyecto se han desarrollado casi en su totalidad en el lecho del río, mientras que en el río Manzanares se han llevado a cabo mayoritariamente en las márgenes fluviales. Solamente en el caso del río Arga se puede considerar que las acciones se han realizado sobre la totalidad del río, y en todos sus componentes (lecho fluvial, barras e islas, riberas y llanura de inundación).
- En el caso de Huécar y Manzanares, los ríos siguen estando encauzados, a pesar de haberse mejorado ampliamente su naturalidad general. Por el contrario, en el río Arga el encauzamiento es de mucha menor entidad, y el perfil del río corresponde mucho más claramente al de un río verdaderamente natural.
- En el río Huécar no existen previsiones de extensión del área de proyecto, mientras que en los ríos Manzanares y Arga, las autoridades prevén ir ampliando progresivamente las áreas renaturalizadas. El objetivo es conseguir que la práctica totalidad del tramo urbano esté en mejor estado, y que haya una elevada continuidad de las actuaciones, incorporando incluso diversos afluentes.

Tiempo de permanencia de las acciones de renaturalización de ríos después del fin del proyecto.

En todos los casos, las acciones de renaturalización han contado con una elevada estabilidad desde que fueron implementadas, y solo han sido necesarias labores de mantenimiento o mejora por algunos de los factores siguientes:

- Deterioro del mobiliario urbano o de las plantaciones debido a acciones de vandalismo.
- Eliminación de restos vegetales acumulados tras la ocurrencia de fenómenos

de inundación.

- Degradación de elementos patrimoniales durante inundaciones.
- Eliminación parcial de especies vegetales hidrófilas cuando su densidad se consideraba excesiva para los objetivos de gestión del tramo urbano.
- Reposición de elementos que se consideraban ineficientes o no adecuadamente vinculados a la dinámica fluvial de cada tramo.
- Necesidad de mantenimiento más o menos frecuente de elementos artísticos, para que no pierdan su atractivo paisajístico y cultural.

Informe Ejecutivo

En este documento se presentan tres casos diferentes de renaturalización de tramos fluviales urbanos en tres ciudades españolas: el río Manzanares en Madrid, el río Arga en Pamplona y el río Huécar en Cuenca. Se trata de tres casos de estudio que representan un gradiente de condiciones físicas y ambientales, pero también un gradiente de soluciones y medidas de renaturalización.

En el caso del río Manzanares en Madrid, las acciones de han girado en torno al proyecto Madrid-Río, un gran parque fluvial que ha cambiado completamente el paisaje de la ciudad, a partir del soterramiento de la autovía urbana de circunvalación, la M-30. Es un caso de intervención básicamente paisajística, donde la mejora del río se ha centrado en el alejamiento del tráfico rodado, y en la creación de áreas vegetadas y de vías peatonales y ciclables a lo largo de su curso, en un intento por alcanzar una doble conectividad: i. una conectividad ambiental del tramo fluvial urbano con los tramos aguas arriba y aguas abajo de la ciudad, que marcan todo un rango altitudinal y de ambientes, desde la Sierra de Madrid hasta las Campiñas y Sotos del área Sur; ii. una conectividad social, articulada sobre el carácter vertebrador del río, permitiendo una vuelta de la ciudadanía a su río histórico, profundamente degradado como consecuencia de la evolución de la ciudad a lo largo de las últimas décadas. Se trata de la intervención de mayor presupuesto de las tres presentadas, y aunque la renaturalización efectiva del río se puede considerar aún escasa, sí que ha permitido sin duda una mejora ambiental intensa de las márgenes, y un enorme incremento de las acciones recreativas y culturales ligadas al río.

En el caso del río Arga en Pamplona, las acciones desarrolladas basculan también en torno al parque fluvial de la ciudad, pero desde una perspectiva de mucha mayor inclusión de la componente física y ambiental del río. Las acciones de renaturalización se han desarrollado durante más de dos décadas, y han incluido medidas de mejora de los hábitats acuáticos y ribereños, de reconexión de la funcionalidad ambiental e hidrológica, de restauración de elementos patrimoniales ligados al río y de incremento de las actividades deportivas fluviales. La renaturalización del río Arga es un ejemplo paradigmático de cómo un tramo fluvial sano y en buen estado puede ser una garantía de bienestar y de calidad de vida para los ciudadanos, e incluso de reactivación del tejido económico y social. El éxito de la renaturalización del río Arga fue además el detonante para la ampliación del proyecto a muchos nuevos kilómetros de río, en un proceso continuado y sin aparente fin en el horizonte, en el que nuevos municipios y colectivos siguen trabajando para que el río Arga sea cada vez más la arteria vital y el

eje articulador de la región de Navarra.

Finalmente, el caso del río Huécar es un caso destacado por varias razones, pero sobre todo por ser un ejemplo de cómo un río encauzado, carente de espacio, puede sin embargo, y mediante intervenciones bien diseñadas y ejecutadas, optimizar su estructura y funcionamiento. El río Huécar aún permanece encauzado en parte de su recorrido por la ciudad de Cuenca, pero lo hace ya de una manera mucho más viva, lleno hoy en día de vegetación y de fauna, lo cual ha permitido que los vecinos del entorno vuelvan a acercarse y a mirar al río, aumentando su interés por ese río humilde que sin embargo es responsable, en buena medida, de los espectaculares paisajes de la ciudad. Se trata, en fin, de tres ejemplos que muestran a las claras como las intervenciones sobre los tramos fluviales urbanos pueden cambiar drásticamente la imagen e incluso el espíritu de la ciudad, y ser el catalizador de profundas transformaciones sociales y ambientales en tramas urbanas ya consolidadas.

Se ha elegido además tres casos asociados a ciudades de larga y compleja historia para mostrar cómo, a pesar de los avatares históricos y de las dificultades de planificación y gestión inherentes a este tipo de espacios, los ríos pueden ser en cualquier momento lugares de reflexión colectiva sobre los que iniciar procesos de mejora del planeamiento urbano, por su propio carácter dinámico y abierto.

Los casos presentados nos dan además, lecciones importantes. Nos muestran que es preciso proyectar a favor y en consonancia con la dinámica fluvial. Nos indican que cualquier acción de renaturalización debe interpretar correctamente el funcionamiento actual del río, conformado a partir de su patrón hidrológico, geomorfológico y ecológico. Pero nos subrayan también el hecho de que toda intervención fluvial debe asentarse sobre procesos efectivos de participación pública activa, donde los actores sociales estén implicados desde el comienzo en su diseño e implementación, y en los que la difusión, la divulgación y la sensibilización sean motores para la mejora del río, así como protagonistas de ella. Y nos dicen finalmente que el río es mucho más que parte de la ciudad que atraviesa; es en muchos casos el eje identitario, la memoria colectiva y el sueño de futuro de la ciudadanía. Y que nuestros mecanismos de restauración, de mejora, de renaturalización de los tramos fluviales urbanos deben ir siempre a favor de esas corrientes de vida.

Bibliografía

Documentos

- Alegría, D. 2010. *Guía del Patrimonio Histórico de los Ríos de la Comarca de Pamplona. Río Arga*. Mancomunidad Comarca de Pamplona.
- Arbuties & Lecumberri Asociados. 2008. *Buscando soluciones para el Arga*. CRANA y Foro del agua de Navarra.
- Castiella, J., Pérez, C., Sanz, L. 2007. *Documento Técnico para la Participación Pública en la Cuenca del Arga*. Gobierno de Navarra. CRANA.
- Cauler, S.L. 2002. *Estudio de diagnóstico para la adecuación medioambiental del río Huécar en el entorno de la ciudad de Cuenca*. Confederación Hidrográfica

del Júcar. Ministerio de Medio Ambiente. Cuenca.

- Confederación Hidrográfica del Júcar. 2009. *Plan Hidrológico de cuenca de la demarcación del Júcar 2009-2015*.
- Confederación Hidrográfica del Ebro. 2008. *Plan Hidrológico de cuenca de la demarcación del Ebro*.
- IGB Consultora. 2008. *Plan Especial de Ordenación de Infraestructuras en el entorno del Manzanares Sur*. Ayuntamiento de Madrid.
- MRío Arquitectos, 2004. *Plan especial del Río Manzanares*. Ayuntamiento de Madrid.

Páginas web consultadas en enero y febrero 2016

- Ciudades para un futuro más sostenible. www.habitat.aq.upm.es
- Confederación Hidrográfica del Ebro www.chebro.es
- Confederación Hidrográfica del Júcar www.chjuacar.es
- Confederación Hidrográfica del Tajo www.chtajo.es
- Fotos aéreas Madrid. www.madrid.org/cartografia/planea/index.htm
- Fotos aéreas Navarra. www.sitna.navarra.es
- Fototeca del Patrimonio Histórico, del Ministerio de Cultura: www.mcu.es/fototeca_patrimonio
- Gobierno de Navarra. Departamento de Desarrollo Rural y Medio Ambiente www.navarra.es
- Mancomunidad de la Comarca de Pamplona www.mcp.es
- Ocupación del suelo: visorsiu.fomento.es/siu/PortalSiu.html
- Parque fluvial de Pamplona www.parquefluvialdepamplona.es
- Parque lineal del Manzanares: www.parquelineal.es
- Parque Madrid Río: www.madrid.es

Prefeito Municipal de Niterói

Rodrigo Neves Barreto

Vice-Prefeito

Axel Schmidt Graef

**Coordenador Geral do Convênio pela
Prefeitura Municipal de Niterói**

Axel Schmidt Graef

**Diretor Representante da CAF no Brasil
Banco de Desenvolvimento da América
Latina**

Victor Rico Frontaura

Executivo Principal Setor Privado- CAF

Marcelo dos Santos

**Coordenadora Executiva do Convênio pela
Prefeitura Municipal de Niterói**

Dionê M. Marinho Castro

Organizadora do Relatório

Dionê M. Marinho Castro

Colaboradoras

Clarissa Terezinha Nabuco

Juliana Baptista Silva

Letícia da Cunha Mose Ferreira

Luize de Oliveira Ferraro Mello

**Reitor da Universidade Federal
Fluminense**

Sidney Luiz de Matos Mello

Chefe de Gabinete da UFF

José Rodrigues

Pró-Reitor de Planejamento

Jailton Gonçalves Francisco

Pró-Reitor de Extensão

Wainer da Silveira e Silva

Diretor do Instituto de Geociências

Reiner Rosas

**Diretora do Departamento de Biologia
Geral**

Denise Fedder

**Coordenador Geral do Convênio pela
Universidade Federal Fluminense**

Reiner Rosas

**Coordenador Executivo do Convênio pela
UFF**

Sergio Ricardo Barros

Colaboradoras

Renata Barbosa

Vivianne Ramos Lima