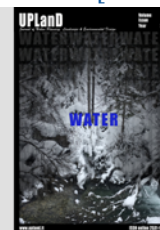


UPLanD

Journal of Urban Planning, Landscape & Environmental Design



Research & experimentation
Ricerca e sperimentazione

URBAN WATER MANAGEMENT 2.0: A REVIEW

Alessandro Sgobbo

Department of Architecture, University of Naples, Federico II, IT

HIGHLIGHTS

- High urban density allows an eco-efficient management of cities' metabolisms
- The increase in density within consolidated urban areas and the increase in rains intensity, an effect of climate change, highlights the issue of efficient urban water management
- The Water Sensitive Urban Planning (WSUP) approach, operating at the planning scale, allows reduction in the demand for hydraulic disposal far more significant than that resulting from local application of WSUD BMPs
- It is necessary that research focuses on the production of planner friendly calculation models able to quantify the hydraulic effectiveness of each implemented BMPs but also the complementary effects consequent to the combined use of multiple solutions.

ABSTRACT

Soil, landscape, water, air, biodiversity, climate: in many areas of the planet the degradation degree of such resources requires a virtuous process of reconversion, regeneration and, in some cases, de-urbanization. Recent research on Mediterranean metropolitan areas has shown, in fact, that de-urbanization constitutes a need that is now an essential requirement of these territories. Where to find necessary financial resources? The North European examples of urban renewing, from the Bo01 of Malmö to the Hammarby Sjöstad of Stockholm, from the London GMV to the Vauban of Friborg, show that the response to housing problems constitutes a privileged catalyst for innovative environmental and social policies on an urban scale. Indeed, they demonstrate that urban planning has the potential to find in itself the financial sources necessary to reverse the processes of ecological degeneration that have affected cities.

Some authors believe also that it is too late for an approach limited in preventing new land take and environmental impacts. Furthermore, they think we need widespread building substitutions and the technological adaptation of the infrastructural system. High density would seem to lend itself to become a criterion for the design of such interventions. But high density also needs for an efficient urban water management in order to face both: the increased soil sealing and the increase in rains intensity, that is an effect of climate change.

In this contribute, introducing next issue of UPLanD, we focus on upgrading the WSUD approach toward a planning scale one, usually referred as Water Sensitive Urban Planning.

ARTICLE HISTORY

Received: October 22, 2018
 Reviewed: November 28, 2018
 Accepted: December 11, 2018
 On line: December 28, 2018

KEYWORDS

Water Sensitive Urban Design
 Water Sensitive Urban Planning
 Sustainability
 Urban density
 Urban densification

1. SUSTAINABILITY: IS IT TOO LATE?

This was the question closing the first issue of the third volume of UPLanD. The principle affirmed was that after the era of irresponsible use and that of ideological conservation it is the time for a complete rethinking of strategies with which sustainability is pursued. Because if it is impossible to continue to waste resources, it is often too late to simply protect what little is left (Goodland, 1995; Bullard, 2011; Foster, 2014). Soil, landscape, water, air, biodiversity, climate: in many areas of the planet the degradation degree is such that only with a virtuous process of reconversion, regeneration and, in some cases, de-urbanization can the system be reduced to a “sustainable” equilibrium condition. Recent research on living conditions in Mediterranean metropolitan areas has shown, in fact, that de-urbanization constitutes a need that is now an essential requirement of some territories. The comparison between two metropolitan cities with a high population density, Naples and Milan, generally considered the object of a significant land take, shows that the ratio between inhabitants and the anthropized territory is, in reality, profoundly different. In Milan of the approximately 635 sq. km of urbanized land 198 are destined to productive activities permanently in operation, 90 sq. km are non-agricultural urban green areas and only 270 sq. km are non-productive urbanized areas. Compared to the latter, therefore, the density is 119 inhabitants each hectare (Centro Studi PIM, 2015; Sgobbo, 2017 - 2018).

In the case of the Metropolitan City of Naples the non-productive urbanized areas are around 644 square kilometers. Of these 63 sq. km are included in the city of Naples and 581 in the rest of the metropolitan area. Consequently, the density is 154 inhabitants each hectare for Naples but it drops to 53 in the suburban area. Less than half of what happens in Milan (Munafò et al., 2015; Moccia & Sgobbo, 2017; Sgobbo, 2018).

The extensive land taken occurs in the southern metropolises which, moreover, more fragile in economic fundamentals and proven by a long period of crisis, find a significant obstacle to regeneration in the imposed austerity. And yet it is here, where neglect for the territory has been greater, that widespread abusiveness, low quality of real estate entrepreneurship, more or less organized crime and unproductive welfare policies have generated intolerable levels of risk and impact on the environment.

However, we cannot forget that, in these places, the needs for sustainability are accompanied by equally living emergencies. The economic crisis and the impossibility of producing the traditionally effective policies to recover the pre-existing levels of productivity and well-being have produced a new class of poor and with it new social demands to be satisfied in respect of the new dogma of doing much with less. In the degraded Mediterranean metropolitan suburbs, also due to increasing migration flows, and to a process of urban growth developed on the principles of individualism, separation, sectorialization that has produced sprawl and degraded areas, this has generated competitive effects among competing forms of marginalization (Laino, 2017). They are therefore the place where greater is the urgency of urban transformations generating inclusiveness, identity, integration but also access to those public services which, especially in times of crisis, must satisfy the incompressible needs of the weaker segments (Sgobbo & Moccia, 2016; Tira et al., 2017).

So where to find the necessary financial resources? The North European examples of urban renewing, from the Bo01 of Malmö to the Hammarby Sjöstad of Stockholm, from the London GMV to the Vauban of Friborg, show that the response to housing problems constitutes a privileged catalyst for innovative environmental and social policies on an urban scale. Indeed, they demonstrate that urban planning has the potential to find in itself the financial sources necessary to reverse the processes of ecological degeneration that have affected cities.

2. URBAN DENSITY AND SUSTAINABILITY

This is the title chosen by CeNSU (National Center for Urban Studies) for the 2019 edition of the International Annual Symposium (IAS2019), scheduled in Naples in May next year. The basic observation is that the shape and organization of cities regulate the intensity of impacts in terms of energy consumption and land take. In urban studies the principle of density as a measure of sustainability has traditionally been accepted as a design criterion for urban expansions, or in reconversion interventions in brownfield areas. Today it is necessary that high density constitutes a point of reference also for the necessary regeneration in an environmental and social key of urbanized areas



Figure 1: Urban sprawl in the Metropolitan City of Naples. *Source: Google Earth 2018.*

(Salvati, 2016; Conticelli et al, 2017).

Innovation, in almost all sectors, is accompanied by miniaturization processes. Smaller spaces with the same function and effectiveness; more functions and better efficiency within the same space. The city, on the other hand, has preserved, if not worse, its dimensional relationships.

After the last world war, in urban planning, growth took on the meaning of expansion. Meaning supported by both: the illusion of the limitlessness of available space and the technological innovation, capable of progressively reducing the impact of distance, thus freeing the need for closeness and centrality that had characterized evolution in previous centuries (Moccia, 2012). But this conception has begun to clash with the narrowness of the biosphere so that several scholars have affirmed the concept of ecological economy and sustainable growth as an alternative to unlimited growth (Costanza, 1992; Daly, 1996).

In the 80s of the last century, starting from the northern regions, the process of unlimited growth, which had had the main drivers in the large pri-

vate and public residential peri-urban settlements production, underwent a substantial halt, and people began to talk about consolidation: urban planning of the third generation (Campos Venuti, 1993). At the same time, the post-Fordist urban model has turned towards dispersed forms, favouring low densities and territorial endowments which, although aiming to guarantee adequate and better levels of liveability, have generated sprawl, subtracted huge areas from agriculture, multiplied the need for mechanized mobility (Calafati, 2003; Gibelli, 2006).

In fact, the expansion has not stopped. It has only given way to a latent, fractioned, fine but persistent growth of the artificial territory, while the large-scale intervention, by public hand, has passed to the infrastructural dimension with the progressive branching of the networks which, however, consume territory (Seiler, 2001; Geneletti, 2003). Indeed this form of growth has produced even greater damage, developing outside of planning, with a specific land take and impacts on urban and landscape values even more relevant than in the

previous thirty years (Russo, 2014).

Research developed at the Department of Architecture of the University Federico II (Post-metropolitan territories as emerging urban forms: the challenges of sustainability, habitability and governability - Laino, 2017; Water Sensitive Urban Planning - Sgobbo, 2016-2018; Densification models for an ecological city - Moccia, 2017) made it possible to measure the extent of this land take. In the 70s of the twentieth century each inhabitant corresponded to about 61 square meters of urbanized land: 56 square meters on average in the most populous cities, up to about 95 square meters in rural areas; in 2015, the per capita land take in the Mediterranean metropolitan areas reached an average value of 142 square meters, with peaks of 198 square meters in the peripheral areas.

Individualism and the absence of a shared development project give rise to a growth of introverted fragments for which, beyond social, landscape or urban quality considerations, an unsustainable ecological footprint is easily calculated in relation to the resources consumed in their realization and that are still consumed by their inefficient functioning.

Therefore, the need for a change of paradigm arises. And if for some authors the design criteria of the new course must base on conservation and regeneration (Miles & Paddison, 2005; Roberts et al., 2016), others believe that it is too late for an approach that is content to prevent new land take and environmental impacts (Moccia & Sgobbo, 2016). Intervening on new land take, reconverting brownfields and greyfields, must be accompanied by extensive interventions on the consolidated urban fabric that do not only concern interstitial spaces but, at least, favour widespread building substitutions and the technological adaptation of the infrastructural system (designed and built according to the needs of a world that no longer exists).

The high density would seem to lend itself to become a criterion for the design of these interventions due to multiple advantages: it reduces the needs of mobility and allows an eco-efficient management of urban metabolisms; it favours the replacement of existing energy-intensive buildings financially supported by the achievable volume increase; improves the efficiency of public equipment by substantially increasing the number of users served; exorcises the risk of gentrification that often accompanies urban regeneration (Brueckner, 2000; Cooper et al., 2002; Næss & Vogel, 2012;

Mohajeri et al., 2015).

But above all the high density, declined in adequate perequative and compensatory practices, is the occasion to overcome the taboo of de-urbanization (Banister, 1998; Gugg, 2017).

3. URBAN DENSITY AND RAINWATER MANAGEMENT

Densification in consolidated urban areas together with the increase in rains intensity, an effect of climate change, highlights the issue of water management within cities. The higher need for rainwater drainage provides two possible approaches. The traditional one includes the so-called end of pipe interventions, which act on the drainage network. These involve, first of all, the sewage network, whose capacity is improved or by an increase of the cross-sectional area of pipes, culverts and canals or by the construction of a new network dedicated only to rainwater, if there is an adequate financial availability. Furthermore, specific pipelines are sometime realized to directly dispose of part of the rainwater into the waterways. However, to this end an adequate characterization of water masses intended to be drained is essential. In fact, although in many countries this can only take place after a first rain filtration treatment (Grüning & Hoppe, 2007), a careless disposing of rainwater into the waterways can be very impacting on environmental qualities. This theme has assumed a considerable importance in the scientific literature because of the constant growth of the urbanized surfaces. It has been the object of many researches aimed at defining the phenomena that run the pollutant dynamics in separate sewage systems (Lindholm & Balmér, 1978; Novotny & Chester, 1981; Berndtsson et al., 1990; Tong, 1990; Vaze & Chiew, 2002). It has been discovered that the direct disposal of rainwater into natural receptors, without an adequate preventive treatment, gives rise to a polluting load increasing over time that is even higher than that resulting from the occasional operation of sewer overflows (Papiri, 2000; Brombach et al., 2005).

In the presence of separate networks, it's also possible to provide intermediate storage systems. Mostly used on a large basin scale, these start to be more diffused also in urban networks as an alternative to the sewerage upgrading. The inspiring principle is to create tanks able to spread over



Figure 2: A flooded street. Source: Johndal [CC BY 2.0]. Retrieved from Wikimedia Commons

time the volume of water to be disposed of. In this sense, the experiences go from simple condominium tanks, now mandatory in many building codes, to structures that serve entire neighbourhoods. The latter, however, have the disadvantage of producing substantial losses of agricultural land by setting up a real land take.

In the last twenty years scientific research has moved towards a different approach, which finds its synthesis in the Water Sensitive Urban Design. The WSUD theory assumes that end of pipe interventions are intrinsically inefficient considering that no matter how great the cross-sectional area of pipes are, often the volume of rainwater to be disposed of still exceeds the planned capacity of the drainage network. This because the expansion of urbanized areas and the worsening of climate change increase the need for drainage whit rhythms that overcome the technological and financial possibilities of adapting the network. Furthermore, these investments, limited to the hydraulic problem resolution, do not have significant effects on urban life. Therefore, instead of proposing to intervene on the network, the WSUD approach utilizes a solution toolbox aimed at reducing the amount of rainwater to be disposed of or characterized by a greater effectiveness in terms of landscaping and social impacts because of their multi-scale and multi-functional qualities.

Tracing the WSUD development in the last twenty years, the temporal sequence of the needs that have led the research in this sector can be summarized as follows: efficient management of water re-

sources; pollution control and consequent need for draining system separation; flooding protection; environmental-landscape enhancement of urban spaces; urban resilience to climate change (Wong, 2006; Brown & Clarke, 2007; Salinas Rodriguez et al., 2014; Sgobbo, 2017). On the other hand, the review of effectively realized or simply imagined models shows that the various actions, even with strategies which differs both in the methodological approach and in a more or less intense citizen involvement, can be grouped into two categories: interventions on the drainage need and interventions on the draining infrastructure.

The first group includes many solutions made at different scales: from green roofs to urban redesign of dirty roadside gutters (side swales) traditionally adjacent to country roads; from the permeable parking lots to dry-wells and infiltration trenches. The aims are: increasing the fraction of rainwater subject to deep infiltration (Ellis, 2000; Holman-Dodds et al, 2003; Ellis, 2013); improving the effects of evapotranspiration (Smith & Levermore, 2008; Georgi & Dimitriou, 2010; Coutts et al, 2013; Sgobbo, 2016); increasing the time of concentration (Elliott & Trowsdale, 2007; Galelli, 2014). Actions of the second group, excluding the draining

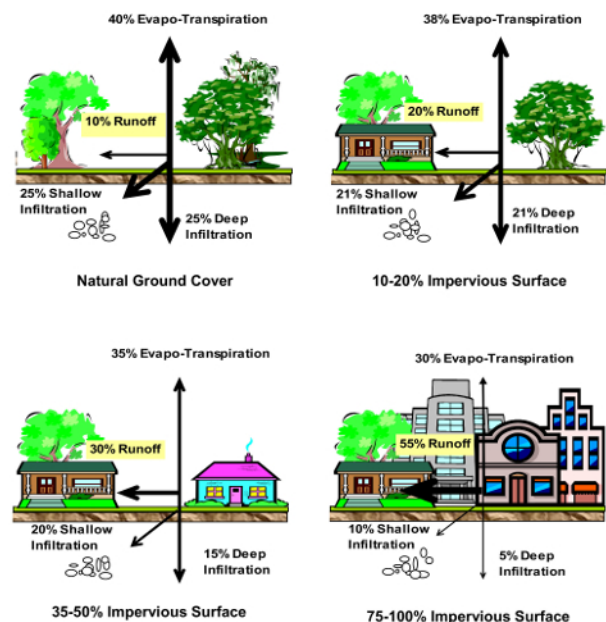


Figure 3: The principle of hydraulic invariance in the rainwater regime of urban areas. Source: retrieved from www.coastal.ca.gov

pipes enlargement, are aimed at distributing over time the volume of water to be disposed of (Travis & Mays, 2008; Di Baldassarre et al., 2014), which means integrating infiltration systems compatibly with mitigation needs of environmental impacts (De Vleeschauwer et al., 2014). Also in this field there have been significant developments. The traditional retention basins have gradually turned into water squares and floodable parks (de Graaf & van der Brugge, 2010); the recycling water collection tanks are also widely used as temporary storage tanks (Eroksuz & Rahman, 2010). The traditional classification of the Water Sensitive Urban Design tools, which are usually divided into interventions on the drainage need and interventions on the draining infrastructure, is unsatisfactory because, voluntarily or not each solution has effects that would decree their membership in

both groups. Therefore, it is preferable to subdivide them into urban scale tools and building scale tools. The first group will include works, either punctual or on a network, individual or systematic, autonomous or integrated, but always involving parts of the city which do not include only single buildings or groups of buildings with unitary management. The second group consist of all the interventions that can be effectively self-implemented by a single subject.

Giving a juridical connotation to the two classes it can be said that: the first includes works for which a general town plan it is necessary; the second includes those that can be coded within the building categories and which find their natural inspiration and discipline in the provisions of the Building Code and of the Technical Implementation Rules of the urban plan.



Figure 4: Bioretention / sideswale in median of Grange Avenue in Greendale, Wisconsin. Photos taken July 2010. Source: Aaron Volkening [CC BY 2.0]. Retrieved from Flickr.com

4. THE WSUD URBAN SCALE

In the collective imagination, the element that mostly is referred to the idea of urbanization and waterproofing is certainly the street. Manuals, supported by the observation of the data found in numerous surveys on real cities, show that the ratio between road surface area and urbanized land area is generally around 10% - 15%. However, not all the streets are the same. This technological variety is also reflected in the impact on cities sustainability and resilience. In relation to the management of rainwater, in the case of streets with the same slope, the main differences concern surface treatment and elements for runoff drainage. Among the surfaces it is used a classification that divides them into continuous and discrete. The first group is hydraulically conditioned by porosity, roughness and hydrophilicity, while in the discrete pavements parameters like ashlar size and width and treatment of the joints are relevant (Ragab et al., 2003).

Research has shown that, overcoming waterproofing streets (paved with the classic continuous Asphalt concrete), talking about "permeability" just considering the cortical layer of the pavement is not very significant. In fact, after a very short time from the beginning of the precipitation, the ability of the road plan to be infiltrated by the water depends strictly on the quality of the structural section (subbase and base aggregate) and just minimally on the native subgrade (The infiltration in the compressed natural ground, as in the case of the road subgrade, occurs, except in very particular cases statistically irrelevant, with times incompatible with those of the water depth growth on urban surfaces. It is therefore irrelevant for the pluvial flooding phenomena). Moreover, it depends on the technological qualities of the aggregate. In fact, the new formulation of the R.I.E. sheets of Bolzano, although in a rather empirical way, links the runoff coefficient of road pavements to the compacting properties of the base.

Within the WSUD framework, effective solutions generally concern the road water drainage network. The variously combined elements of such systems are infiltration (side) swales, dry wells and infiltration trenches (Fryd et al., 2013).

The infiltration swales aim to collect the volume of water that has to be disposed of until it infiltrates the substrate. They can also have overflow systems designed to dispose of the water volumes that exceed the canal capacity into the un-

derground network. From a constructive point of view, an infiltration swale has three parts: a canal with an open V-section; a filter layer, consisting of sand or, more frequently, of soil mixed with sand, often planted with essences not requiring particular maintenance and possibly able to absorb some of the pollutants present in the surface runoff water; a draining element, which is positioned immediately below the soil, protected above and below, by a nonwoven geotextile in order to avoid clogging over time. It is generally made of compacted local clean aggregate.

In wet-swales, the main part of the canal cross-sectional area is the uncovered one, where the water stays for a long time. In dry-swales, the surface quickly returns to the dry state. In both cases, the primary purpose is to obtain water filtration and purification and time of concentration elongation. Dry wells and infiltration trenches are systems in which the water is mainly disposed of by deep infiltration, often underneath superstructures not subjected to the dynamic loads typical of the roadway. They are used when it is not possible to have open canals because of the limited space available. In these cases, however, particular attention must be given to the prevention of possible pollution of aquifers and subsoil. In fact, the phytodepurant action of the plants is reduced as well as the filtration of the soil and sand layer which, normally, would have helped to retain nutrients, hydrocarbons and heavy metals (Scharenbroch et al., 2016). For this reason, the various national legislations have established specific treatments for the water before the infiltration phase. Therefore, where it is not possible to guarantee neither efficient natural filtration in the surface layers nor the purifying action of the vegetation, it is necessary to place a mechanism in front of the artefact which directs part of the volume collected on a different path.

Regarding the dimensioning, these systems are designed according to the served draining surface, the crossed soils permeability and the height of the groundwater piezometric quota (Fujita, 1997). In general, the infiltration trenches are mainly used in the urban environment and especially for roads, because they allow the formation of larger draining section, which are suitable to contain conspicuous water volumes to be disposed of. On the other hand, dry wells are used in the presence of sufficiently permeable soils, or there where it is acceptable that the water remains on the draining surface for the time necessary at concluding the infiltration process. Therefore, dry wells are main-

ly used in squares, parking lots and green areas. Moreover, they can integrate composite systems in which the limited volume is compensated by other types of facilities.

Particularly important among the WSUD solutions at urban scale are those related to water management in the open public space, made up of all the urban areas freely available to citizens, not occupied or by buildings, public or private, and related appurtenant nor from superficial infrastructures. In these cases, in addition to the local infiltration systems already examined, structures aimed at the temporary containment of rainwater and possibly capable of giving rise to infiltration processes result particularly useful. These solutions, which are all included in the genus of the retention basins, have been declined in many variations within the WSUD approach. Particularly, the three main BMPs are water squares, wet basins and dry ba-

sins (sometimes called dry ponds).

Water squares are solutions mainly used in the city central areas and they are widely applied as urban landscaping techniques in modern urban design. From the multi-celebrated example of Benthemplein in Rotterdam to Nice water square, from Seattle implementations to Victoria Square project in Adelaide, the hydraulic function goes hand in hand with the use of the place as a public open space, often associated with leisure parks or dedicated to sport events (Dircke & Molenaar, 2015; Fletcher et al., 2015).

Retention basins are the transposition in urban and peri-urban areas of the traditional detention basins usually used on a regional scale, from which they differ for the public use that often characterizes them and for their limited extension. Dry ponds are characterized by the absence of water except in times of heavy rainfall. In this case, the surface



Figure 5: Dry stormwater detention basin in Grandview Park, Waukesha, Wisconsin. Photos taken October 2010. Source: Aaron Volkening [CC BY 2.0]. Retrieved from Flickr.com

is mainly treated as a lawn and is used for outdoor sports and leisure. On the other hand, in wet-ponds a minimum amount of water is always present. Therefore, in order to guarantee a sufficient water turnover, wet-ponds are mainly used when there is a permanent waterway nearby (Strecker et al., 2001). Further differences between various types of retention basin are: the presence or absence of connection to the drainage network; the position of this connection; the bottom and side permeable qualities (Mangangka et al., 2015).

The connection to the drainage network, which is already realized in most cases, have a size to allow the outflow of the collected water with a speed compatible with the operating capacity of the network during the heavy rain moments. In wet-basins, the entrance is positioned to guarantee the constant presence of the desired volume of water (generally not more than one third of the basin capacity) and the bottom is treated to limit the infiltration to the bank part above the permanent water level. On the other hand, in dry ponds, the entrance to the disposal network is located near the bottom.

5. THE WSUD BUILDING SCALE

The building scale of WSUD tools includes those BMPs that can be effectively self-implemented by a single subject, physical or legal, public or private. As previously outlined, from a regulation point of view, these can find effective codification in the "building categories" foreseen by the D.P.R. 380/2001. Moreover, their natural inspiration and discipline can take part in the provisions of the Building Code and in the Technical Implementation Rules of a town plan. These practices can further be grouped into two categories: actions on the open lot space and actions on the building.

Referring to the former, while for gardens, sports areas and recreational spaces it is possible to hypothesize flooding and consequent temporary inactivity, for car parks this condition is sustainable only with very low water levels and for a very short time. Finally for the processing yards this constitutes an unworkable hypothesis. It follows that, while for gardens and recreational spaces it is possible to implement solutions of pure deep infiltration, often solvable in the treatment of the layout (in order to confine the water that is collected there in spaces dedicated to this) and in the

emphasis on the permeability qualities of the substrate, for other spaces it is essential to implement accessory systems that are able to collect most of the effective rainfall volume and possibly also allow it to flow slowly towards the disposal network (Bacchi et al., 2002; Ackerman & Stein, 2008).

Among these there are various forms of wet-ponds and dry-ponds already seen in the previous paragraph, rain gardens, dry wells and infiltrating parking lots.

Rain gardens are very similar to infiltration trenches, even if they have a significant surface vegetation, sometimes including trees and shrubs. This vegetable layer, able to offer an effective and measurable infiltration, allows an easier use of them even in those countries where both deep infiltration and spillage of rainwater in watercourses must be previously subjected to first rain treatment. Therefore, it is necessary a careful selection of the used essences (the selection is done according to the essence ability of absorbing heavy metals, nutrients and hydrocarbons). For the same reason, it is important to carefully select the soil thickness and the mixing ratio of it with an appropriate grain sized sand (Dietz & Clausen, 2006; Yang, 2013).

For the purposes of operation efficiency, Stander, Borst, O'Connor and Rowe (2010) have also highlighted the importance of rain garden size and layout, proving the convenience of small gardens compared to large ones. This is particularly due to the influence of the rain garden itself on the substrate saturation degree.

In the range of solutions proposed in the WSUD, the term "infiltrating parking lots" generally refers to various possible types of parking spaces where the drainage needs are carried out by infiltration and/or water storage systems. On the other hand, the same infiltration process can take place directly in the area destined to vehicles or in adjacent structures. In the first case, these are proper infiltrating parking lots, in which water enters the ground thanks to the surface permeability. Even in this case there are several possible solutions, with different available materials offered by the building industry. The choice is mainly linked to the AQL (acceptable quality limit) that the parking space must guarantee. The selection ranges from various permeable stone floors, to reinforced grass, to areas simply covered with clean aggregates.

The opportunity of direct infiltration, of course, also depends on the possibility of ensuring a preventive de-oiling according to regulatory re-

quirements. Therefore, except for small private installations, it is necessary to prove a sufficient purification level of the filtering layer and of the vegetation.

A more incisive purification of pollutants is guaranteed when the parking area is not used for direct infiltration, which instead occurs through one or more adjacent rain-gardens. In fact, in this case, the non-walkability allows the use of plant species with greater phytodepuration efficiency, as well as the use of a greater thickness of the soil layer. More effective solutions, also in terms of subsoil lift during the deep infiltration phase, can be finally obtained through recycled plastic three-dimensional structured materials produced by numerous industrial manufacturers.

WSUD BMPs dedicated to buildings mainly concern the treatment of the roof surface and the disposal (with possible storage and reuse) of the rain water coming from the roof itself. The solutions referred to the first aspect are essentially green roofs whose utility goes however well beyond the issues related to the effective management of rain water (Wong et al., 2003; VanWoert et al., 2005; Oberndorfer et al., 2007). On the other hand, limiting to purely hydraulic aspects, the effectiveness of green roofs is mainly linked to their influence on the time of concentration and, in particular, on the t_a component (network access time). Furthermore, the possibility of using a thick layer of soil and sand mix allows a satisfying purification. Therefore, it is possible the subsequent direct spilling into water courses, after an appropriate check. The greater evapotranspiration is certainly effective from the point of view of microclimate and environmental impact of the building, but it is irrelevant with respect to water management practices in case of heavy rain.

In fact, empirical tests during the Research Project have shown that, in presence of medium-sized urban green roof areas (with a 12 cm thick layer of soil), the instantaneous runoff coefficient, referred to an unitary observation interval of one minute, varies over time with a law that depends on rain intensity and duration. In particular, referring to the data collected in the Metropolitan City of Naples and to the resulting average values of intensity and duration of rainfall, measuring $\Psi(t)$ (inflow coefficient) in the period 0 - t_e (duration of the effective rainfall):

- for low intensity isolated rains, $\Psi(t)$ varied between 0.07 and 0.21;

- for medium-intensity isolated rains, $\Psi(t)$ varied between 0.07 and 0.55;
- for heaviest rainfall statistically observable in the established return period, $\Psi(t)$ varied between 0.10 and 0.93 where, in case of isolated event (and so of dry structure in the mass), the maximum value is already reached after 6 minutes.

Synthetically this means that, while in a normal flat roof waterproofed with prefabricated bituminous sheath, after low and medium intensity rains, the total evapotranspiration component is in the range of 3 - 5%, in a green roof of the same slope and area, it belongs to the range of 74 - 93%. For heaviest rainfall, the total evapotranspiration component is conversely very limited and, in any case, less than 6% of the total volume of rain water falling on the roof.

Therefore, the hypothesis of significant microclimatic and environmental effectiveness of the roof garden was confirmed (since, during ordinary rains, it greatly reduces the hydraulic volume to be drained through the network). However, it was also confirmed its substantial limited utility in the management of phenomena potentially herald of pluvial flooding.

With reference to constructions aspects, the main implementation difficulties of green roofs depend on the need for continuous irrigation and maintenance, as well as on their weight. This last aspect makes it difficult to operate on existing buildings, limiting their use to new buildings only, especially in the areas of medium and high seismicity. With respect to the irrigation, it is clear that the small thickness of the soil means that only a few hours of exposure to the sun or wind are enough for the soil to completely lose the humidity necessary to keep the vegetation alive. For this reason, it is always essential both to guarantee a periodic water recharge to the roof and to ensure a certain preservation capacity of water to nourish the plant root system. To this end, special elements are used to ensure the necessary insulation of the underlying slab allowing, at the same time, only a minimum amount of water to stay in contact with the soil (Van Mechelen et al., 2014).

For urban building roofs, even when they are green-covered, the drainage of rainwater not subject to evapotranspiration is generally entrusted to the city drainage network. However, in order to reduce its impact during heavy rain, several BMPs have been developed or to further increase the t_a



Figure 6: Green roof in Ørestad, Copenhagen, Denmark, 2018.

component of the time of concentration (time of concentration result from the sum of t_a – access time, that is the time in which rain water reach the drainage network, and t_r – network time, that is the time in which the water entered in network arrive to the observation point) or to retain some rainwater, also for every kind of re-use that does not require potability (Berndtsson, 2010).

Among the storage systems proposed in the WSUD BMPs, in addition to the especially provided tanks, particularly suitable for new buildings and often buried and equipped with a part where the water is stored in order to be reused inside the building, there are solutions, both industrial and craft, consisting of simple above-ground tanks added to the downpipe foot (Moccia & Sgobbo, 2013; Gao et al., 2016). In some cases, moreover, the water reaches the tank after a first passage through a rain garden or, for pure deep infiltration systems, the rain garden itself is the definitive receiver, even if it always has an overflow connection to the urban network to avoid damage in case of truly exceptional events (Dietz & Clausen, 2005; Sgobbo, 2016).

6. URBAN WATER MANAGEMENT 2.0: FROM WSUD TO WSUP

During the Research Project Metropolis, the author, within the Research Unit “Sustainable rain-water management” (coordinators proff. Moccia and Sgobbo), verified the thesis that, for the containment of the pluvial flooding phenomena in the Mediterranean metropolis, the Water Sensitive Urban Planning (WSUP) approach, operating at the level of urban planning, allows reduction in the demand for hydraulic disposal far more significant than that resulting from local application of WSUD practices. Furthermore, the multiscale and multifunctional nature of the proposed solutions, overcoming the sectorial and specialized attitude of modernist urban planning (Russo, 2015), allows, with the same economic commitment, to add essential social and environmental benefits to the main result.

In particular, with the proposed approach:

- we anticipate the hydraulic modelling of the settlement at the drafting stage of the town

plan, making it possible to concentrate the financial resources allocated to sectoral interventions (water disposal, lighting, leisure equipment, mobility, air conditioning, etc.) in a regenerative operation that guarantees greatest efficiency, taking advantage of the complementary effectiveness of each implemented solution: which is very important when we deal with scarce resources;

- we can create an alternative and non-redundant infrastructure compared to the traditional drainage network. This on the one hand acts positively on the overall cost-effectiveness of the intervention, on the other it allows the system to be sized by referring to a project rainfall with return times well over the five-year period which is usually referred to in the design of disposal networks.

Referring to the research report (Sgobbo, 2018) the illustration of the research methodology and the analysis of achieved results, it is important to highlight here that the central node for an effective application of efficient techniques for urban rainwater management is in the ability to verify, even quantitatively, the benefits obtainable from

the implementation of these solutions.

The SWMM calculation model (Storm Water Management Model - Zaghoul, 1981; Gironás et al., 2010), usually employed for this purpose, is quite complex for the average town planner. Recent studies (Gobattoni et al., 2017) demonstrate its effective applicability to the neighborhood scale. However, it requires a level of knowledge of the territory and of the existing disposal networks, often exorbitant analyzes that, especially in small municipalities, are available at the planning stage. It is therefore necessary that the research focuses on the production of planner friendly calculation models able to quantify the hydraulic effectiveness of each implemented tool but also the complementary effects consequent to the combined use of multiple solutions.

Also for this reason, as already happened in 2017 with the issue “Green”, referring to the green infrastructures, also for Urban Water Management a further deepening of the theme is opportune. The first issue of 2019, therefore, will continue to address the topic, mainly by addressing the contributions on urban-scale tools and on calculation models of effects resulting from their implementation.



Figure 7: Cauce del Rio Turia, Valencia, Spain, 2016.

URBAN WATER MANAGEMENT 2.0: A REVIEW

1. SUSTAINABILITY: IS IT TOO LATE?

Con questa domanda si è chiuso il primo numero del terzo volume di UPlanD. In particolare si è affermato il principio che dopo l'era dell'uso irresponsabile e quella della conservazione ideologica sia il momento per un ripensamento complessivo delle strategie con cui è perseguita la sostenibilità. Perché se è impossibile continuare a sprecare le risorse, spesso è ormai troppo tardi per limitarsi a proteggere quel poco che è rimasto (Goodland, 1995; Bullard, 2011; Foster, 2014). Suolo, paesaggio, acqua, aria, biodiversità, clima: in molte aree del pianeta il livello di compromissione è tale che solo con un virtuoso processo di riconversione, rigenerazione e, in taluni casi, di de-urbanizzazione si può ricondurre il sistema ad una condizione di equilibrio "sostenibile". Una recente ricerca sulla condizione abitativa nelle aree metropolitane mediterranee ha evidenziato, infatti, che la de-urbanizzazione costituisca un'esigenza ormai imprescindibile di alcuni territori. Il confronto tra due città metropolitane ad elevata densità di popolazione, Napoli e Milano, generalmente ritenute oggetto di un consumo rilevante di suolo, mostra che il rapporto abitanti/territorio antropizzato è, in realtà, profondamente diverso. A Milano dei circa 635 Km² di suolo urbanizzato 198 sono destinati ad attività produttive stabilmente in esercizio e grandi infrastrutture, 90 Km² sono aree verdi non agricole e 270 Km² sono aree urbane non produttive. Rispetto a queste ultime, quindi, la densità è di 119 ab/h (Centro Studi PIM, 2015; Sgobbo, 2017 - 2018).

Nel caso della Città Metropolitana di Napoli le aree urbane non produttive sono circa 644 Km². Di questi 63 Km² sono compresi nel territorio del ca-

poluogo e 581 nel resto dell'area metropolitana. Di conseguenza la densità è 154 ab/h per Napoli ma scende a 53 ab/h nell'area suburbana. Meno della metà di quanto accade nel milanese (Munafò et al., 2015; Moccia & Sgobbo, 2017; Sgobbo, 2018).

L'esteso spreco di suolo ricorre nelle metropoli meridionali che, inoltre, più fragili nei fondamentali economici e provate da un lungo periodo di crisi, trovano un rilevante ostacolo alla rigenerazione nell'imposto rigore di bilancio. Eppure è qui, dove maggiore è stata l'incuria per il territorio, che abusivismo diffuso, bassa qualità dell'imprenditoria immobiliare, criminalità più o meno organizzata e politiche assistenziali improduttive hanno generato livelli intollerabili di rischio ed impatto sull'ambiente.

Non si può tuttavia dimenticare che, in questi luoghi, le esigenze di sostenibilità si accompagnano ad altrettanto vive emergenze. La crisi economica e l'impossibilità di produrre le politiche tradizionalmente efficaci a recuperare i livelli di produttività e benessere preesistenti, hanno prodotto una nuova classe di poveri e con essa nuove istanze sociali da soddisfare nel rispetto del sopravvenuto dogma di fare molto con poco. Nelle degradate periferie metropolitane mediterranee, anche in ragione di crescenti flussi migratori, e di un processo di crescita urbana sviluppatosi su principi di individualismo, separazione, settorializzazione che ha prodotto spazi dispersi e recinti di degrado, ciò ha generato effetti competitivi tra concorrenti forme di emarginazione (Laino, 2017). Sono quindi il luogo in cui maggiore è l'urgenza di trasformazioni urbane generanti inclusività, identità, integrazione ma anche accessibilità a quei servizi pubblici che, soprattutto in tempo di crisi, devono soddisfare i bisogni incompressibili delle fasce più



Figura 1: Lo sprawl nell'area metropolitana di Napoli. *Fonte: Google Earth, 2018.*

deboli (Sgobbo & Moccia, 2016; Tira et al., 2017). Dove trovare dunque le risorse?

Gli esempi nord-europei, dal Bo01 di Malmö al Hammarby Sjöstad di Stoccolma, dal GMV londinese al Vauban di Friburgo, evidenziano che la risposta al disagio abitativo costituisce un catalizzatore privilegiato per innovative politiche ambientali e sociali a scala urbana. Dimostrano, infatti, che l'urbanistica è potenzialmente in grado di trovare in sé stessa le fonti finanziarie necessarie ad invertire i processi di degenerazione ecologica che hanno interessato la città.

2. DENSITÀ E SOSTENIBILITÀ

È questo il titolo scelto dal CeNSU (Centro Nazionale di Studi Urbanistici) per l'edizione 2019 del International Annual Symposium (IAS2019), in programma a Napoli nel mese di maggio del prossimo anno. L'osservazione di base è che la forma e l'organizzazione delle città ne regolano l'intensità degli impatti in termini di energivocità e consumo di suolo. Negli studi urbani il principio della densità come misura di sostenibilità è tradizional-

mente accolto quale criterio di progettazione delle espansioni urbane, oppure in interventi di riconversione delle aree dismesse. Oggi occorre costituisca un punto di riferimento anche per la necessaria rigenerazione in chiave ambientale e sociale delle zone urbanizzate (Salvati, 2016; Conticelli et al, 2017).

L'innovazione, in quasi tutti i settori, si accompagna a processi di miniaturizzazione. Spazi più piccoli a parità di funzione e di efficacia; maggiori funzioni e migliore efficacia a parità di spazio. La città invece, ha conservato, se non addirittura peggiorato, i propri rapporti dimensionali.

Nel dopoguerra, in urbanistica, la crescita ha assunto il significato di espansione. Significato sostenuto dall'illusione dell'illimitatezza dello spazio disponibile e dall'innovazione tecnologica, in grado di ridurre progressivamente l'impatto della distanza, affrancando, pertanto dall'esigenza di vicinanza e centralità che aveva caratterizzato l'evoluzione nei secoli precedenti (Moccia, 2012). Ma questa concezione ha cominciato a scontrarsi con la finitezza della biosfera sicché diversi studiosi

hanno affermato il concetto di economia ecologica e di crescita sostenibile quale alternativa alla crescita illimitata (Costanza, 1992; Daly, 1996).

Negli anni 80 del secolo scorso, a partire dalle regioni settentrionali il processo di crescita illimitata, che aveva avuto nelle grandi lottizzazioni residenziali private e pubbliche e negli insediamenti produttivi periurbani i principali drivers, subisce un sostanziale arresto, e si comincia a parlare di urbanistica del consolidamento, di terza generazione (Campos Venuti, 1993). Nel contempo il modello urbano post fordista si è indirizzato verso forme disperse, privilegiando basse densità e dotazioni territoriali che, sebbene mirassero a garantire adeguati e migliori livelli di vivibilità, hanno generato dispersione, sottratto ingenti aree all'agricoltura, moltiplicato l'esigenza di spostamento meccanizzato (Calafati, 2003; Gibelli, 2006).

Infatti l'espansione non si è arrestata. Ha solo ceduto il passo ad una crescita latente, frazionata, pulviscolare ma persistente, del territorio artificiale mentre l'intervento su larga scala, di mano pubblica, è passato alla dimensione infrastrutturale con il progressivo ramificarsi delle reti che, comunque, consumano territorio (Seiler, 2001; Geneletti, 2003). Anzi questa forma di crescita ha prodotto danni anche maggiori, sviluppandosi al di fuori di progetti territoriali con un consumo specifico di suolo ed impatti sui valori urbani e paesaggistici anche più rilevanti che nel trentennio precedente (Russo, 2014).

Le ricerche condotte presso il Dipartimento di Architettura dell'Ateneo federiciano (Territori post-metropolitani come forme urbane emergenti: le sfide della sostenibilità, abitabilità e governabilità - Laino, 2017; Water Sensitive Urban Planning - Sgobbo, 2016-2018; Modelli di densificazione per una città ecologica - Moccia, 2017) hanno consentito di misurare l'entità di questo consumo. Negli anni 70 del novecento ad ogni abitante corrispondevano circa 61 mq di suolo urbanizzato: 56 mq in media nelle città più popolose, fino a circa 95 mq nei comuni rurali di pianura; nel 2015, il consumo pro-capite di suolo nelle aree metropolitane mediterranee ha raggiunto il valore medio di 142 mq, con punte di 198 mq/ab nelle zone periferiche.

Individualismo, assenza di un progetto condiviso di sviluppo danno luogo ad una crescita per frammenti introversi per i quali, al di là di considerazioni sociali, paesaggistiche o di qualità urbana, è facilmente calcolabile un'impronta ecologica insostenibile in relazione alle risorse consumate nella

loro realizzazione e che ancora vengono consumate dal loro inefficiente funzionamento.

Si pone, dunque, l'esigenza di un cambio di paradigma. E se per alcuni studiosi i criteri progettuali del nuovo corso devono fondarsi su principi di conservazione e rigenerazione (Miles & Paddison, 2005; Roberts et al., 2016), altri ritengono che sia troppo tardi per un approccio che si accontenti di impedire nuovi sprechi ed impatti (Moccia & Sgobbo, 2016). Intervenire sul consumo di nuovo suolo, riconvertendo brownfields e greyfields, deve accompagnarsi ad estesi interventi sul tessuto consolidato che non interessino solo gli spazi interstiziali ma, quantomeno, favoriscano diffuse sostituzioni edilizie e l'adeguamento tecnologico del sistema infrastrutturale (pensato e costruito in funzione delle esigenze di un mondo che non esiste più).

L'alta densità potrebbe prestarsi a diventare criterio per la progettazione di questi interventi in ragione di molteplici vantaggi: riduce le esigenze di spostamento meccanizzato e consente una gestione eco-efficiente dei metabolismi urbani; favorisce la sostituzione degli energivori edifici esistenti finanziariamente sostenuta dall'incremento volumetrico conseguibile; migliora l'efficienza delle attrezzature pubbliche aumentando sostanzialmente il bacino di utenza servito; esorcizza il rischio di gentrificazione che sovente accompagna la rigenerazione urbana (Brueckner, 2000; Cooper et al., 2002; Næss & Vogel, 2012; Mohajeri et al., 2015).

Ma soprattutto l'alta densità, declinata entro adeguate pratiche perequative e compensative, costituisce l'occasione per superare il tabù della de-urbanizzazione (Banister, 1998; Gugg, 2017).

3. DENSITÀ ED URBAN WATER MANAGEMENT

L'incremento della densità nelle città consolidate unitamente all'aumento di virulenza delle piogge, effetto del climate change, pone in risalto la tematica della gestione delle acque in ambito urbano.

La crescita delle esigenze di smaltimento idraulico prevede, in generale, due possibili approcci. Quello tradizionale comprende i cosiddetti interventi end of pipe, agenti, cioè, sul network di drenaggio. Tra i principali destinatari figura, innanzitutto, la rete fognaria, oggetto di opere perlopiù limitate all'incremento della portata mediante l'accrescimen-



Figura 2: Esempio di allagamento stradale.
Fonte: Johndal [CC BY 2.0]. Da Wikimedia Commons

to degli specchi oppure, in presenza di sufficiente disponibilità finanziaria, volte alla formazione di nuovi tratti dedicati ai soli volumi pluviali. Dove possibile, inoltre, si realizzano condotte che immettono parte dell'acqua di pioggia direttamente nei corsi d'acqua tenendo in conto che, in numerosi paesi, ciò può avvenire solo a seguito di un grossolano trattamento di filtrazione (Grüning & Hoppe, 2007). A tal fine risulta indispensabile un'adeguata caratterizzazione di tali masse idriche, tema che, con il costante incremento delle superfici urbanizzate, ha assunto rilevante importanza nel modo scientifico ed è stato oggetto di numerose ricerche volte a definire i fenomeni che governano la dinamica degli inquinanti nelle condotte bianche di sistemi fognari separati (Lindholm & Balmér, 1978; Novotny & Chester, 1981; Berndtsson et al., 1990; Tong, 1990; Vaze & Chiew, 2002). Ne è risultato che lo scarico diretto delle acque meteoriche nei ricettori naturali, senza un adeguato processo preventivo di decantazione e trattamento di prima pioggia, dà luogo ad un carico inquinante, crescente nel tempo, anche superiore a quello conseguente al saltuario funzionamento degli scolmatori nelle fognature miste (Papiri, 2000; Brombach et al., 2005).

In presenza di reti separate è anche possibile prevedere sistemi intermedi di stoccaggio. Questi, perlopiù condotti alla scala di bacino, cominciano ad essere impiegati anche per le reti urbane quale alternativa all'ampliamento della fognatura. Il principio ispiratore è quello di realizzare serbatoi in grado di diluire nel tempo il volume d'acqua da

smaltire. Le esperienze, in tal senso, vanno dalle semplici vasche condominiali, ormai obbligatorie in molti regolamenti edilizi, a strutture che, a servizio di interi quartieri, assumo le dimensioni e le caratteristiche di funzionamento più tipiche delle vasche di laminazione. Queste ultime, tuttavia, presentano lo svantaggio di determinare consistenti sottrazioni di territorio all'uso agricolo generando consumo di suolo.

Nell'ultimo ventennio la ricerca scientifica si è indirizzata verso un diverso approccio, che trova la sintesi nella disciplina del Water Sensitive Urban Design. Il WSUD parte dall'assunto che gli interventi end of pipe siano intrinsecamente inefficienti visto che: per quanto grandiose siano le sezioni impiegate spesso l'entità degli eventi comunque supera la capacità progettata giacché l'espansione delle aree urbanizzate e l'aggravarsi del climate change accrescono l'esigenza di smaltimento con ritmi incompatibili con la possibilità tecnologica e finanziaria di adeguare la rete; tali investimenti, limitandosi alla risoluzione del problema idraulico, non sono accompagnati da rilevanti effetti sulla qualità urbana. Alle opere sulla rete, pertanto, il WSUD contrappone uno strumentario di soluzioni finalizzate a ridurre la quota d'acqua piovana che

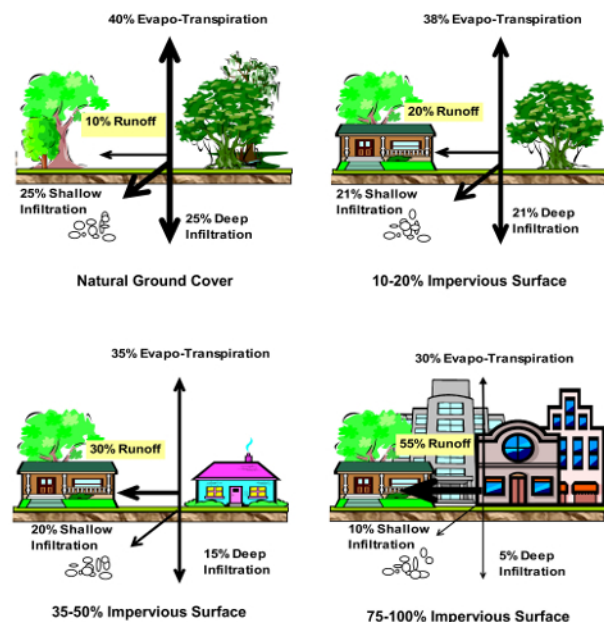


Figura 3: Il principio di invarianza idraulica nel regime delle acque di pioggia in ambito urbano. Fonte: www.coastal.ca.gov

deve essere oggetto di smaltimento, oppure caratterizzate da maggiore efficacia in termini di multiscalarità e multifunzionalità.

Volendo ripercorrere lo sviluppo del WSUD nell'ultimo ventennio, il susseguirsi temporale delle esigenze che hanno guidato la ricerca in tale settore si può schematizzare in: gestione efficiente della risorsa idrica; controllo dell'inquinamento e conseguente esigenza di separazione degli impianti di drenaggio; protezione dagli allagamenti; valorizzazione ambientale-paesaggistica degli spazi urbani; resilienza urbana ai cambiamenti climatici (Wong, 2006; Brown & Clarke, 2007; Salinas Rodriguez et al., 2014; Sgobbo, 2017). La rassegna di modelli, realizzati o semplicemente immaginati, mostra che le varie azioni convergono verso l'implementazione, nell'ambito di strategie diverse sia dal punto di vista dell'approccio metodologico che rispetto alle modalità con cui si cerca il coinvolgimento più o meno intenso dei cittadini, di due

gruppi di tools: interventi sulla domanda di smaltimento ed interventi sull'infrastruttura di drenaggio.

Appartengono al primo gruppo numerose soluzioni a scala profondamente varia: dalle coperture verdi alla rivisitazione in chiave urbana delle cunette stradali sterrate (side swales) tradizionalmente presenti in adiacenza alla viabilità extraurbana; dai parcheggi assorbenti ai sistemi di pozzi e caditoie disperdenti. Gli obiettivi sono: incrementare la frazione di acqua piovana oggetto di infiltrazione profonda (Ellis, 2000; Holman-Dodds et al., 2003; Ellis, 2013); migliorare gli effetti di evapotraspirazione (Smith & Levermore, 2008; Georgi & Dimitriou, 2010; Coutts et al., 2013; Sgobbo, 2016); allungare il tempo di corrivazione (Elliott & Trowsdale, 2007; Galelli, 2014). Le azioni del secondo gruppo, escludendo gli ampliamenti dello speco dell'impianto di drenaggio, sono volte a distribuire nel tempo il volume idrico da smal-



Figura 4: Bioretention / sideswale nel mezzo di Grange Avenue a Greendale, Wisconsin. Foto di luglio 2010. Fonte: Aaron Volkening [CC BY 2.0]. Da Flickr.com

tire (Travis & Mays, 2008; Di Baldassarre et al., 2014) ovvero integrare sistemi dispersivi compatibili con le esigenze di mitigazione degli impatti ambientali (De Vleeschauwer et al., 2014). Anche in questo ambito si è assistito a profonde evoluzioni. Le tradizionali vasche di ritenzione si sono via via trasformate in water squares e parchi inondabili (de Graaf & van der Brugge, 2010); le vasche di raccolta dell'acqua da riciclo trovano ampio impiego anche quali serbatoi temporanei di stoccaggio (Eroksuz & Rahman, 2010).

La classificazione tradizionale dei tools del Water Sensitive Urban Design, che li suddivide in interventi sulla domanda di smaltimento e interventi agenti sull'infrastruttura di drenaggio, è poco soddisfacente in relazione all'evidenza che, volontariamente o per condizione di fatto, ogni soluzione tende ad avere effetti che ne decreterebbe l'appartenenza ad entrambi i gruppi. In alcune ricerche, pertanto, si preferisce, ragionare in termini di competenze suddividendone la natura in azioni urbanistiche ed opere alla scala edilizia.

Al primo gruppo si ascrivono le opere, puntuali od a rete, individuali o sistematiche, autonome o integrate ed integranti, che coinvolgono parti della città esorbitanti il singolo edificio o complesso di edifici a gestione unitaria. Al secondo tutti gli interventi che possono essere efficacemente ed autonomamente implementati indipendentemente quale azione di un unico soggetto. Volendo dare una connotazione anche giuridica ai confini che caratterizzano le due classi si può azzardare che: nella prima rientrano le opere per le quali è necessaria la progettazione nell'ambito dello strumento urbanistico che se ne volesse far carico; nella seconda rientrano quelle codificabili nell'ambito delle categorie edilizie e che trovano la naturale ispirazione e disciplina nelle previsioni del Regolamento edilizio e nelle Norme Tecniche del Piano.

4. LA DIMENSIONE URBANISTICA DEL WSUD

L'elemento che, nell'immaginario collettivo, maggiormente rimanda ai concetti di urbanizzazione ed impermeabilizzazione è certamente la strada. La manualistica, suffragata dall'osservazione del dato riscontrato in numerose verifiche, evidenzia che il rapporto tra superficie territoriale e sedi viarie si attesta in genere intorno tra il 10% ed il 15%. Non tutte le strade sono però uguali e questa va-

rietà tipo-tecnologica si rispecchia anche nell'impatto sulla sostenibilità e resilienza della città. Dal punto di vista della gestione delle acque meteoriche, a parità di giacitura, le principali differenze riguardano il trattamento delle superfici e le opere d'arte finalizzate allo smaltimento del runoff. Tra le superfici si è soliti riferirsi ad una classificazione che le divide in continue e discrete. Le prime sono idraulicamente condizionate da porosità, scabrezza ed idrofilia; nelle pavimentazioni discrete sono rilevanti i parametri della dimensione dei conci e della larghezza e trattamento dei giunti (Ragab et al., 2003).

La ricerca, tuttavia, ha dimostrato che parlare di "permeabilità" limitandosi a considerare lo strato corticale della pavimentazione è poco significativo. Infatti, dopo pochi secondi dall'inizio della precipitazione efficace, la capacità del piano viario di lasciarsi attraversare dall'acqua dipende esclusivamente dalle qualità del sottofondo e, solo in minima parte, del terreno di sedime (l'infiltrazione nel terreno naturale compresso, come nel caso del sedime stradale, avviene, salvo casi molto particolari e statisticamente irrilevanti, con tempi incompatibili con quelli di crescita del tirante idraulico urbano. È pertanto irrilevante ai fini dei fenomeni di pluvial flooding). Inoltre, dipende dalle qualità tecnologiche dell'aggregato di sottofondo. Queste osservazioni sono alla base delle modifiche introdotte nella nuova formulazione delle schede RIE di Bolzano, laddove, sebbene in modo alquanto empirico, il coefficiente di deflusso delle pavimentazioni stradali viene legato alle caratteristiche di compattazione del sottofondo (<http://www.comune.bolzano.it>).

Nell'ambito del WSUD le soluzioni proposte riguardano perlopiù la rete di smaltimento. Gli elementi variamente combinati di tali sistemi sono canali drenanti, pozzi perdenti e trincee drenanti (Fryd et al., 2013).

I canali drenanti hanno l'obiettivo di raccogliere l'acqua piovana e favorirne l'infiltrazione profonda nel tempo. Possono prevedere la presenza di sistemi di overflow finalizzati a scaricare nella rete interrata i volumi idrici eccedenti la capacità del canale.

Dal punto di vista costruttivo l'opera presenta tre parti: il canale vero e proprio con sezione a V aperta; uno strato filtro, costituito da sabbia o, più frequentemente, da terreno vegetale inerbito e spesso piantumato con essenze non necessitanti di particolare manutenzione e possibilmente in grado di assorbire parte degli inquinanti presenti

nell'acqua di deflusso stradale; il corpo drenante, immediatamente al di sotto del terreno vegetale, protetto, sia superiormente che inferiormente, da un telo in TNT al fine di evitarne l'intasamento nel tempo. È in genere realizzato con misto di cava locale a grana grossolana leggermente costipato.

Nei wet-swales la parte prevalente della sezione del canale è quella scoperta ove l'acqua sosta per tempi molto lunghi. Nei dry-swales, altresì, la superficie torna rapidamente nello stato asciutto ed è generalmente previsto lo scarico dell'acqua assorbita entro una condotta a sua volta collegata alla rete di smaltimento. In questo caso lo scopo principale è nella filtrazione e depurazione dell'acqua transitata e nell'allungamento del tempo di corrivazione (Sgobbo, 2018).

Pozzi perdenti e trincee di infiltrazione sono sistemi in cui lo smaltimento dell'acqua avviene prevalentemente per infiltrazione profonda, spesso al di sotto di sovrastrutture non sottoposte ai carichi dinamici tipici della sede viaria. Sono im-

piegati in quelle situazioni in cui non è possibile ricorrere a canali scoperti in ragione del limitato spazio disponibile. In questi casi, tuttavia, particolare attenzione deve essere posta agli aspetti della prevenzione dal possibile inquinamento degli acquiferi e del sottosuolo. Viene, infatti, ridotta l'azione fitodepurante delle piante e, soprattutto, la filtrazione dello strato in terreno vegetale misto a sabbia che, normalmente, avrebbe contribuito a trattenere idrocarburi e metalli pesanti (Scharenbroch et al., 2016). A tal fine le diverse legislazioni nazionali hanno previsto specifici trattamenti cui sottoporre l'acqua prima della fase di infiltrazione. Pertanto, laddove non sia possibile garantire né una efficiente filtrazione naturale negli strati superficiali né l'azione depurante della vegetazione, occorre anteporre al manufatto un meccanismo che dirotti parte del volume raccolto su un percorso diverso.

Dal punto di vista del dimensionamento questi sistemi sono progettati in funzione della superficie



Figura 5: Dry detention basin in Grandview Park, Waukesha, Wisconsin. Foto di ottobre 2010. Fonte: Aaron Volkening [CC BY 2.0]. Da Flickr.com

scolante servita, della permeabilità dei suoli attraversati e dell'altezza della quota piezometrica della falda (Fujita, 1997). In generale le trincee, consentendo la formazione di sezioni drenanti di maggiori dimensioni, idonee a contenere i cospicui volumi da smaltire, trovano principalmente utilizzo in ambiente urbano e segnatamente a servizio delle strade. Ai pozzi, invece, si ricorre in presenza di terreni sufficientemente permeabili ovvero se è tollerabile la presenza di acqua sulla superficie scolante per il tempo necessario al processo di infiltrazione. Pertanto sono prevalentemente impiegati a servizio di piazzali, aree di parcheggio, zone verdi e piazze e possono, inoltre, integrare sistemi compositi in cui il volume limitato sia compensato da altre tipologie di impianto.

Tra le soluzioni WSUD a scala urbanistica particolare importanza rivestono quelle relative alla gestione delle acque nello spazio pubblico aperto, costituito dall'insieme delle aree urbane, disponibili alla libera fruizione dei cittadini, non occupate né da edifici, pubblici o privati, e relativi spazi pertinenziali né da infrastrutture superficiali.

In questi casi, oltre ai sistemi di infiltrazione locale già esaminati, risultano particolarmente utili tolls finalizzati al contenimento temporaneo dell'acqua piovana, eventualmente in grado di dar luogo anche a processi infiltrativi. Queste soluzioni, complessivamente rientranti nel genus dei bacini di ritenzione, sono state declinate in molteplici varianti. In particolare le tre BMP principali sono le water squares, i wet basins ed i dry basins (talvolta indicati come dry ponds).

Le water squares sono prevalentemente impiegate nelle aree centrali della città e stanno trovando largo impiego nelle tecniche di urban landscaping dei moderni progetti urbani. Dal pluricelebrato esempio di Bentemplein a Rotterdam alla piazza d'acqua di Nizza, dalle implementazioni di Seattle ai progetti di Victoria Square ad Adelaide la funzione idraulica è accompagnata dall'uso del luogo quale spazio pubblico urbano, spesso associato a leisure park, oppure dedicato ad eventi sportivi (Dircke & Molenaar, 2015; Fletcher et al., 2015).

I retention basins costituiscono la trasposizione in ambito urbano e periurbano delle tradizionali vasche di laminazione usualmente utilizzate a scala territoriale, da cui si differenziano per l'uso pubblico che spesso caratterizza i bacini cittadini.

I dry ponds non prevedono la presenza di acqua salvo nei momenti di intense precipitazioni. In questo caso la superficie è prevalentemente attrezzata a giardino o prato o utilizzata per attivi-

tà sportive all'aperto. Viceversa nei wet-ponds un minimo specchio d'acqua è sempre presente e, al fine di garantire un sufficiente ricambio, si preferisce ricorrervi quando esiste un corso d'acqua permanente nelle vicinanze (Strecker et al., 2001). Ulteriori differenze tra le varie tipologie di retention basin sono: la presenza o meno del collegamento alla rete di smaltimento idraulico; la posizione di tale collegamento; le qualità permeabili di fondo e sponde (Mangangka et al., 2015).

Il collegamento al network di drenaggio, presente nella maggior parte dei casi, è dimensionato in modo da consentire il deflusso delle acque raccolte nei momenti di piena con velocità compatibile con la capacità di esercizio della rete. Nel caso di wet-basin l'imbocco è posto in posizione tale da garantire la presenza costante del volume d'acqua desiderato (in generale non superiore ad un terzo della capacità del bacino) ed il fondo è trattato in modo da limitare l'infiltrazione alla parte spondale al di sopra del livello dello specchio d'acqua permanente.

Nei dry ponds, invece, l'imbocco alla rete di smaltimento è posto in prossimità del fondo.

5. LA DIMENSIONE EDILIZIA DEL WSUD

A questo gruppo di soluzioni appartengono quelle BMP di WSUD che possono essere efficacemente ed autonomamente implementate, in modo indipendente, quale azione di un unico soggetto, fisico o giuridico, pubblico o privato. Come anticipato, da un punto di vista urbanistico, queste possono trovare efficace codificazione nelle categorie edilizie e la loro naturale ispirazione e disciplina nelle previsioni del Regolamento edilizio e nelle Norme Tecniche di Attuazione del Piano. Queste pratiche possono ulteriormente suddividersi in azioni sullo spazio pertinenziale aperto ed azioni sull'edificio. Con riferimento alle prime è evidente che, mentre per giardini, aree sportive e spazi ricreativi è possibile ipotizzare l'allagamento e conseguente temporaneo inutilizzo, per i parcheggi tale condizione è sostenibile solo con tiranti d'acqua molto contenuti e per brevissimo tempo. Infine per i piazzali di lavorazione ciò costituisce un'ipotesi inattuabile. Ne deriva che, mentre per giardini e spazi ricreativi è possibile implementare soluzioni di pura infiltrazione profonda, spesso risolvibili nel trattamento della giacitura (al fine di confinare

l'acqua che vi si raccoglie in spazi a ciò dedicati) e nell'enfatizzazione delle qualità di permeabilità delle superficie del substrato, per gli altri spazi è sempre indispensabile l'implementazione di sistemi accessori che siano in grado di raccogliere la gran parte del volume della pioggia efficace ed eventualmente anche consentirne il lento deflusso verso la rete di smaltimento (Bacchi et al., 2002; Ackerman & Stein, 2008).

Tra questi vi sono le varie forme di wet-ponds e dry-ponds già viste nel precedente paragrafo, i rain gardens, i pozzi perdenti ed i diversi tipi di parcheggio assorbente.

I rain gardens sono sistemi molto simili alle trincee drenanti, da cui si differenziano per la presenza di una consistente vegetazione superficiale, a volte comprensiva di alberature ed arbusti. Proprio tale strato vegetale, in grado di offrire un'efficace e misurabile filtrazione, ne consente un impiego più agile anche in quei paesi in cui sia l'infiltrazione profonda che lo sversamento delle acque pluviali nei corsi d'acqua deve essere preventivamente soggetto a trattamento di prima pioggia. Diventa pertanto importante l'accurata scelta delle essenze impiegate, in funzione della capacità di assorbire metalli pesanti ed idrocarburi, nonché dello spessore di terreno vegetale e del rapporto di miscelazione di questo con sabbie di opportuna granulometria (Dietz & Clausen, 2006; Yang, 2013).

Stander, Borst, O'Connor e Rowe (2010) hanno inoltre evidenziato l'estrema importanza, ai fini dell'efficienza di funzionamento, delle dimensioni e disposizione planimetrica dei rain gardens, dimostrando la convenienza dello schema diffuso di piccole vasche rispetto a quello composto da pochi elementi di grandi dimensioni. Ciò, in particolare, a causa dell'influenza relativa delle vasche sulla permeabilità del substrato in funzione della variazione del suo grado di saturazione.

Nel WSUD con il termine parcheggi assorbenti ci si riferisce, in generale, a varie possibili tipologie di spazi per sosta laddove il fabbisogno di smaltimento è assolto mediante sistemi di infiltrazione e/o stoccaggio dell'acqua.

D'altra parte lo stesso processo di infiltrazione può aver luogo direttamente dall'area destinata ai veicoli ovvero da strutture adiacenti asservite all'area stessa. Nel primo caso si tratta di parcheggi assorbenti propriamente detti, in cui, cioè l'acqua penetra nel terreno grazie alla permeabilità della superficie. Anche in tal caso le soluzioni possibili sono molte, con diversi materiali messi a disposi-

zione dall'industria edilizia. La scelta è principalmente legata al livello di servizio che deve essere offerto dallo spazio di sosta. Si va da pavimentazioni lapidee variamente permeabili, ai prati armati, fino alle aree coperte con semplice brecciamme.

L'opportunità di infiltrazione diretta, ovviamente, dipende anche dalla possibilità di garantire una preventiva disoleazione nel rispetto dei requisiti normativi. Pertanto, salvo per piccole installazioni private, è necessario dimostrare un livello di chiarificazione sufficiente ad opera dello strato filtrante e dell'eventuale vegetazione.

Una purificazione dagli inquinanti più incisiva è, altresì, garantita dalle soluzioni in cui l'area di parcheggio non è adibita all'infiltrazione diretta ma questa avviene mediante uno o più rain-garden adiacenti. In tal caso, infatti, la non calpestatibilità consente di ricorrere a specie vegetali con maggiore efficienza fitodepurativa, nonché a maggiore potenza dello stato di terreno vegetale misto a sabbia. Infine soluzioni più efficaci, anche in termini di portanza del sottosuolo durante la fase di infiltrazione profonda, sono ottenibili con l'uso di materiali strutturati tridimensionali realizzati in plastica di riciclo da numerosi produttori industriali.

Le BMP del WSUD dedicate all'edificio riguardano prevalentemente il trattamento della superficie di copertura e lo smaltimento (con eventuale stoccaggio e riutilizzo) dell'acqua incidente sulla copertura stessa.

Con riferimento al primo aspetto le soluzioni sono essenzialmente riconducibili ai green roof la cui utilità, d'altra parte, va ben al di là delle questioni legate alla gestione efficiente dell'acqua meteorica (Wong et al., 2003; VanWoert et al., 2005; Oberndorfer et al., 2007). Tuttavia, limitandosi agli aspetti puramente idraulici, l'efficacia dei tetti giardino è prevalentemente legata all'influenza degli stessi sul tempo di corrivazione e, in particolare sulla componente t_a del tempo di accesso alla rete. Inoltre la possibilità di ricorrere anche a spessori significativi del misto di terreno vegetale e sabbia consente una soddisfacente chiarificazione rendendo ipotizzabile, previa opportuna verifica, il successivo scarico diretto nei corsi d'acqua. La maggiore evapotraspirazione, invece, è certamente efficace dal punto di vista microclimatico e di impatto ambientale dell'edificio, tuttavia risulta ininfluenza dal punto di vista del controllo idraulico degli effetti di eventi meteorici di grande intensità.



Figura 6: Tetto verde ad Ørestad, Copenhagen, Danimarca, 2018.

Infatti verifiche empiriche condotte nel corso della ricerca hanno evidenziato che, in presenza di un'area di giardino pensile urbano di medio spessore (circa 12 cm per lo strato di coltura), il coefficiente di deflusso istantaneo riferito ad un intervallo di osservazione unitario di un minuto varia nel tempo con una legge che dipende dall'intensità di pioggia e dalla durata del fenomeno. In particolare, riferendosi ai dati raccolti nella Città Metropolitana di Napoli ed ai conseguenti valori medi di intensità e durata delle precipitazioni, misurando $\Psi(t)$ (coefficiente di deflusso) nell'intervallo 0 - t (tempo di durata della pioggia efficace):

- per piogge isolate di bassa intensità $\Psi(t)$ è risultato variare tra 0,07 e 0,21;
- per piogge isolate di media intensità $\Psi(t)$ è risultato variare tra 0,07 e 0,55;
- per piogge della massima intensità statisticamente osservabile nel tempo di ritorno di progetto $\Psi(t)$ è risultato variare tra 0,10 e 0,96 laddove, in caso di evento isolato (e quindi di struttura asciutta nella massa) il valore massimo si raggiunge già dopo 6 minuti.

Sinteticamente ciò significa che, mentre in un nor-

male tetto piano impermeabilizzato con guaina bituminosa prefabbricata, con piogge di bassa e media intensità la componente di evapotraspirazione complessiva è compresa nell'intervallo 3 - 7%, in un giardino pensile di uguale giacitura risulta appartenere all'intervallo 74 - 93%. Viceversa, per le piogge della massima intensità osservabile nel periodo di ritorno di progetto, la componente complessiva di evapotraspirazione è molto limitata e comunque inferiore al 6% del volume d'acqua complessivamente incidente sulla copertura.

È risultata, pertanto, confermata l'ipotesi di rilevante efficacia microclimatica ed ambientale del manufatto (giacchè durante le piogge ordinarie riduce molto il volume idraulico da smaltire con la rete) ma anche l'utilità sostanzialmente limitata nella gestione dei fenomeni potenzialmente forieri di pluvial flooding.

Con riferimento agli aspetti realizzativi le principali difficoltà di implementazione sono collegate al fabbisogno di continua irrigazione e manutenzione nonché al peso stesso del manufatto. Quest'ultimo aspetto, in particolare, rende difficile, soprattutto nelle zone a medio alta sismicità, l'intervento

sugli edifici esistenti di fatto limitandone l'uso alle sole nuove costruzioni. Rispetto all'irrigazione è evidente che l'esiguo spessore dello strato colturale fa sì che bastino poche ore di esposizione al sole o al vento affinché il terreno perda completamente l'umidità necessaria per mantenere in vita la vegetazione. Per tale motivo è sempre indispensabile sia garantire una periodica ricarica d'acqua alla copertura, sia assicurare una certa capacità di conservazione della stessa a nutrimento dell'apparato radicale delle piante. Si utilizzano, a tal fine, speciali elementi che assicurano la necessaria coibenza al sottostante solaio e nel contempo consentono di conservare una minima quantità d'acqua a contatto con il terreno di coltivo (Van Mechelen et al., 2014).

Per le coperture degli edifici urbani, anche quando sistemati a giardino, lo smaltimento dei volumi pluviali non soggetti ad evapotraspirazione è generalmente affidata alla rete cittadina. Tuttavia, per ridurre l'impatto in caso di eventi meteorici intensi sono state sviluppate diverse BMP con l'obiettivo o di incrementare ulteriormente la componente t_c del tempo di corrivazione ($t_c = t_a + t_r$ dove t_a , tempo di accesso, rappresenta il tempo

necessario all'acqua per raggiungere il network di smaltimento e t_r , tempo di rete, quello necessario a percorrere la rete fino alla sezione di osservazione) o di conservare parte dell'acqua piovana anche in vista di eventuali riutilizzi che non abbisognino dei requisiti di potabilità (Berndtsson, 2010).

Tra i sistemi di stoccaggio proposti nelle BMP del WSUD, oltre alle vasche appositamente predisposte, spesso interrate ed a volte dotate di una prima parte dove l'acqua è conservata anche dopo lo svuotamento per il riuso interno all'edificio, vi sono soluzioni, sia industriali che artigianali, costituite da semplici serbatoi fuori terra da aggiungere al piede delle pluviali (Moccia & Sgobbo, 2013; Gao et al., 2016). In alcuni casi, inoltre, l'acqua raggiunge il serbatoio dopo un primo passaggio attraverso un rain garden oppure, per i sistemi a pura infiltrazione profonda, questo ultimo costituisce il ricettore definitivo, ma comunque dotato di un collegamento di overflow alla rete urbana per evitare danni in caso di eventi davvero eccezionali (Dietz & Clausen, 2005; Moccia & Sgobbo, 2016).



Figura 7: Cauce del Rio Turia, Valencia, Spagna, 2016.

6. URBAN WATER MANAGEMENT 2.0: DAL WSUD AL WSUP

Nel corso della ricerca *Metropolis* l'autore, nell'ambito dell'Unità di Ricerca "Gestione sostenibile acque meteoriche" (coordinatori proff. Moccia e Sgobbo), ha verificato la tesi che, per il contenimento dei fenomeni di pluvial flooding nelle metropoli mediterranee, l'approccio *Water Sensitive Urban Planning* (WSUP), operando a livello di progetto urbanistico, permette riduzioni del fabbisogno di smaltimento idraulico ben più rilevanti di quanto risultante dall'applicazione puntuale di pratiche di WSUD. Il carattere multiscalare e multifunzionale delle soluzioni proposte, inoltre, superando l'attitudine settoriale e specialistica dell'urbanistica modernista (Russo, 2015), consente, a parità di impegno economico, di affiancare al risultato principale benefici sociali ed ambientali irrinunciabili.

In particolare l'approccio proposto:

- anticipa alla fase di redazione del piano la modellazione idraulica dell'insediamento, consentendo di concentrare le disponibilità finanziarie destinate ad interventi settoriali (smaltimento acque, illuminazione, attrezzature per il tempo libero, mobilità, climatizzazione, etc.) in un'operazione rigenerativa che, sfruttando l'efficacia complementare di ogni soluzione implementata, garantisce la maggiore efficienza indispensabile in presenza di risorse scarse;
- realizza un'infrastruttura alternativa e non ridondante rispetto alla tradizionale rete di drenaggio. Ciò da un lato agisce positivamente sull'economicità complessiva dell'intervento, dall'altro consente di dimensionare il siste-

ma riferendosi ad una pioggia di progetto con tempi di ritorno ben maggiori del quinquennio cui si fa usualmente riferimento nella progettazione delle reti di smaltimento.

Rinviando al report della ricerca (Sgobbo, 2018) l'illustrazione della metodologia utilizzata e l'analisi dei risultati conseguiti, preme in questa sede evidenziare che, nodo centrale per un'efficace applicazione delle tecniche di gestione efficiente delle acque meteoriche urbane è nella capacità di verificare, anche quantitativamente, i benefici ottenibili dall'implementazione di tali soluzioni.

Il modello di calcolo SWMM (*Storm Water Management Model* - Zaghoul, 1981; Gironás et al., 2010), di solito impiegato a tal fine, è abbastanza complesso per l'urbanista medio. Recenti studi (Gobattoni et al., 2017) ne dimostrano l'efficace applicabilità alla scala di quartiere. Tuttavia richiede un livello di conoscenza del territorio e delle reti di smaltimento esistenti spesso esorbitante le analisi che, soprattutto nei piccoli comuni, sono disponibili in fase di pianificazione.

E' pertanto necessario che la ricerca si concentri sulla produzione di modelli di calcolo *planner friendly* in grado di quantificare l'efficacia idraulica di ogni tool implementato ma anche gli effetti complementari conseguenti all'uso combinato di più soluzioni.

Anche per questo, come già avvenuto nel 2017 con il numero *Green*, riferito alle infrastrutture verdi, anche per l'*Urban Water Management* è opportuno un ulteriore approfondimento del tema. Il primo numero del 2019, pertanto, continuerà ad affrontare l'argomento, prevalentemente indirizzando i contributi sui tools a scala urbana e sui modelli di valutazione degli effetti conseguenti la loro implementazione.

REFERENCES

- Ackerman, D., & Stein, E. D. (2008). Evaluating the effectiveness of best management practices using dynamic modeling. *Journal of Environmental Engineering*, 134(8), 628-639.
- Alley, W. M., & Veenhuis, J. E. (1983). Effective impervious area in urban runoff modeling. *Journal of Hydraulic Engineering*, 109(2), 313-319.
- Bacchi, B., Grossi, G., & Ranzi, R. (2002). Un metodo semiprobabilistico per il dimensionamento di una vasca di laminazione. *Proceedings of the XXVIII Convegno di Idraulica e Costruzioni Idrauliche*, 16-19.
- Banister, D. (1998). Barriers to the implementation of urban sustainability. *International Journal of Environment and Pollution*, 10(1), 65-83. doi: 10.1504/IJEP.1998.002231
- Berndtsson, J. C. (2010). Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review. *Ecological Engineering*, 36(4), 351-360. doi: 10.1016/j.ecoleng.2009.12.014
- Berndtsson, R., Hogland, W., & Larson, M. (1990, July). Field measurements and mathematical modelling of pollution buildup and pipe-deposit washout in combined sewers. In Y. Iwasa & T. Sueishi (eds.), *Proceedings of 5th International Conference on Urban Storm Drainage, Osaka, Japan* (pp. 325-332).
- Brombach, H., Weiss, G., & Fuchs, S. (2005). A new database on urban runoff pollution: comparison of separate and combined sewer systems. *Water science and technology*, 51(2), 119-128. doi: 10.2166/wst.2005.0039
- Brown, R. R., & Clarke, J. M. (2007). *Transition to water sensitive urban design: The story of Melbourne, Australia*. Melbourne: Facility for Advancing Water Biofiltration, Monash University.
- Brueckner, J. K. (2000). Urban sprawl: diagnosis and remedies. *International regional science review*, 23(2), 160-171. doi: 10.1177/016001700761012710
- Bullard, N. (2011). It's Too Late for Sustainability. What we need is system change. *Development*, 54(2), 141-142. doi: 10.1057/dev.2011.29
- Calafati, A. G. (2003). Economia della città dispersa. *Economia Italiana*, 1, 1-13.
- Calafati, A. G. (2009). *Economie in cerca di città: la questione urbana in Italia*. Roma, IT: Donzelli Editore.
- Campos Venuti, G. (1993). Cinquant'anni: tre generazioni urbanistiche. In G. Campos Venuti & F. Oliva (eds.), *Cinquant'anni di urbanistica in Italia, 1942-1992* (pp. 5-39). Bari, IT: Editori Laterza
- Coticelli, E., Proli, S., & Tondelli, S. (2017). Integrating energy efficiency and urban densification policies: two Italian case studies. *Energy and Buildings*, 155, 308-323. doi: 10.1016/j.enbuild.2017.09.036
- Cooper, J., Donegan, K., Ryley, T., Smyth, A., & Granzow, E. (2002). Densification and urban compaction: reinforcing the drive for sustainability. *Transportation research record*, 1817(1), 102-109. doi: 10.3141/1817-13
- Costanza, R. (1992). *Ecological economics: the science and management of sustainability*. New York, US: Columbia University Press.
- Coutts, A. M., Tapper, N. J., Beringer, J., Loughnan, M., & Demuzere, M. (2013). Watering our cities: the capacity for water sensitive urban design to support urban cooling and improve human thermal comfort in the Australian context. *Progress in Physical Geography*, 37(1), 2-28. doi: 10.1177/0309133312461032
- Daly, H. E. (1996). *Beyond growth: the economics of sustainable development*. Boston, US: Beacon Press.
- Dandy, G. C., Di Matteo, M., & Maier, H. R. (2018). Optimization of WSUD Systems: Selection, Sizing, and Layout. In A.K. Sharma, T. Gardner & D. Begbie (Eds.), *Approaches to Water Sensitive Urban Design* (pp. 303-328). Cambridge, Woodhead Publishing. doi: 10.1016/B978-0-12-812843-5.00015-0

- de Graaf, R., & van der Brugge, R. (2010). Transforming water infrastructure by linking water management and urban renewal in Rotterdam. *Technological Forecasting and Social Change*, 77(8), 1282-1291. doi: 10.1016/j.techfore.2010.03.011
- De Vleeschauwer, K., Weustenraad, J., Nolf, C., Wolfs, V., De Meulder, B., Shannon, K., & Willems, P. (2014). Green-blue water in the city: quantification of impact of source control versus end-of-pipe solutions on sewer and river floods. *Water Science and Technology*, 70(11), 1825-1837. doi: 10.2166/wst.2014.306
- Di Baldassarre, G., Kemerink, J. S., Kooy, M., & Brandimarte, L. (2014). Floods and societies: the spatial distribution of water-related disaster risk and its dynamics. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 1(2), 133-139. doi: 10.1002/wat2.1015
- Dietz, M. E., & Clausen, J. C. (2005). A field evaluation of rain garden flow and pollutant treatment. *Water, Air, & Soil Pollution*, 167(1), 123-138. doi: 10.1007/s11270-005-8266-8
- Dietz, M. E., & Clausen, J. C. (2006). Saturation to improve pollutant retention in a rain garden. *Environmental science & technology*, 40(4), 1335-1340. doi: 10.1007/s11258-006-9125-4
- Dircke, P., & Molenaar, A. (2015). Climate change adaptation; innovative tools and strategies in Delta City Rotterdam. *Water Practice and Technology*, 10(4), 674-680. doi: 10.2166/wpt.2015.080
- Elliott, A. H., & Trowsdale, S. A. (2007). A review of models for low impact urban stormwater drainage. *Environmental modelling & software*, 22(3), 394-405. doi: 10.1016/j.envsoft.2005.12.005
- Ellis, J. B. (2000). Infiltration Systems: A Sustainable Source-Control Option for Urban Stormwater Quality Management?. *Water and Environment Journal*, 14(1), 27-34. doi: 10.1111/j.1747-6593.2000.tb00222.x
- Ellis, J. B. (2013). Sustainable surface water management and green infrastructure in UK urban catchment planning. *Journal of Environmental Planning and Management*, 56(1), 24-41. doi: 10.1080/09640568.2011.648752
- Eroksuz, E., & Rahman, A. (2010). Rainwater tanks in multi-unit buildings: A case study for three Australian cities. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12), 1449-1452. doi: 10.1016/j.resconrec.2010.06.010
- Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., ... & Mikkelsen, P. S. (2015). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more—The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, 12(7), 525-542. doi: 10.1080/1573062X.2014.916314
- Foster, J. (2014). *After sustainability: Denial, hope, retrieval*. Abingdon, UK: Routledge.
- Fryd, O., Backhaus, A., Birch, H., Fratini, C. F., Ingvertsen, S. T., Jeppesen, J., ... & Jensen, M. B. (2013). Water sensitive urban design retrofits in Copenhagen—40% to the sewer, 60% to the city. *Water Science and Technology*, 67(9), 1945-1952. doi: 10.2166/wst.2013.073
- Fujita, S. (1997). Measures to promote stormwater infiltration. *Water Science and Technology*, 36(8-9), 289-293. doi: 10.1016/S0273-1223(97)00584-2
- Galelli, S., Goedbloed, A., Schmitter, P., & Castelletti, A. (2014, May). Conjunctively optimizing flash flood control and water quality in urban water reservoirs by model predictive control and dynamic emulation. In *EGU General Assembly Conference Abstracts* (Vol. 16, p. 4641).
- Gao, Y., Babin, N., Turner, A. J., Hoffa, C. R., Peel, S., & Prokopy, L. S. (2016). Understanding urban-suburban adoption and maintenance of rain barrels. *Landscape and Urban Planning*, 153, 99-110. doi: 10.1016/j.landurbplan.2016.04.005
- Geneletti, D. (2003). Biodiversity impact assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity. *Environmental impact assessment review*, 23(3), 343-365.
- Georgi, J. N., & Dimitriou, D. (2010). The contribution of urban green spaces to the improvement of environment in cities: Case study of Chania, Greece. *Building and Environment*, 45(6), 1401-1414. doi: 10.1016/j.buildenv.2009.12.003

- Gibelli, M. C. (2006). Forma della città e costi collettivi: l'insostenibile città dispersa. *Archivio di Studi Urbani e regionali*, (83), 19-39.
- Gironás, J., Roesner, L. A., Rossman, L. A., & Davis, J. (2010). A new applications manual for the Storm Water Management Model (SWMM). *Environmental Modelling & Software*, 25(6), 813-814. doi:10.1016/j.envsoft.2009.11.009
- Gobattoni, F., Pelorosso, R., Piccinni, A. F., & Leone, A. (2017). The sustainability of the urban system from a hydrological point of view: a practice planning proposal. *UPLanD-Journal of Urban Planning, Landscape & environmental Design*, 2(3), 101-122. doi: 10.6092/2531-9906/5411
- Goodland, R. (1995). The concept of environmental sustainability. *Annual review of ecology and systematics*, 26(1), 1-24.
- Grüning, H., & Hoppe, H. (2007, June). Innovative alternatives for the treatment of stormwater in separate sewage system catchments. In *NOVATECH 2007, Proceedings of 6th International Conference on sustainable techniques and strategies for urban water management*. Lyon, France.
- Gugg, G. (2017). Al di là dello sviluppo, oltre l'emergenza: il caso del rischio Vesuvio. In A. Mela, S. Mugnano & D. Olori (eds.), *Territori vulnerabili. Verso una nuova sociologia dei disastri italiana*. Milano, IT: FrancoAngeli.
- Heinz, B., Birk, S., Liedl, R., Geyer, T., Straub, K. L., Andresen, J., ... & Kappler, A. (2009). Water quality deterioration at a karst spring (Gallusquelle, Germany) due to combined sewer overflow: evidence of bacterial and micro-pollutant contamination. *Environmental Geology*, 57(4), 797-808. doi: 10.1007/s00254-008-1359-0
- Holman-Dodds, J. K., Bradley, A. A., & Potter, K. W. (2003). Evaluation of hydrologic benefits of infiltration based urban storm water management. *Journal of the American Water Resources Association*, 39(1), 2015-2015. doi: 10.1111/j.1752-1688.2003.tb01572.x
- Laino, G. (2017). Le città, i migranti e la questione della cittadinanza. In G. Pasqui (ed.), *Secondo rapporto alle città. Le agende urbane delle città italiane* (pp. 229-244). Bologna, IT: Il Mulino.
- Lindholm, O., & Balmér, P. (1978). Pollution in storm runoff and combined sewer overflows. In P. R. Helliwell (ed.), *Proceedings of the 1st Int. Conference on Urban Storm Drainage, Southampton, Great Britain* (pp. 575- 585). New York, US: A Halsted Press book, John Wiley & Sons.
- Mangangka, I. R., Liu, A., Egodawatta, P., & Goonetilleke, A. (2015). Performance characterisation of a storm-water treatment bioretention basin. *Journal of environmental management*, 150, 173-178. doi: 10.1016/j.jenvman.2014.11.007
- McCuen, R. H., Wong, S. L., & Rawls, W. J. (1984). Estimating urban time of concentration. *Journal of hydraulic Engineering*, 110(7), 887-904
- Miles, S., & Paddison, R. (2005). Introduction: The rise and rise of culture-led urban regeneration. *Urban Studies*, 42(5-6), 833-839. doi: 10.1080/00420980500107508
- Miller, J. D., Kim, H., Kjeldsen, T. R., Packman, J., Grebby, S., & Dearden, R. (2014). Assessing the impact of urbanization on storm runoff in a peri-urban catchment using historical change in impervious cover. *Journal of Hydrology*, 515, 59-70. doi: 10.1016/j.jhydrol.2014.04.011
- Moccia, F. D. (2012). *Urbanistica: interpretazioni e processi di cambiamento*. Napoli, IT: Clean.
- Moccia, F.D., & Sgobbo, A. (2013). Flood hazard: planning approach to risk mitigation. *WIT Transactions on the Built Environment*, 134, 89-99. doi:10.2495/SAFE130091
- Moccia, F.D., & Sgobbo, A. (2016). Flood hazard: planning approach to risk mitigation and periphery rehabilitation. In: S. Syngellakis. (ed.), *Management of Natural Disaster*, (pp. 129-144). Southampton, UK: WIT Press. doi: 10.2495/978-1-84566-229-5/012
- Moccia, F.D., & Sgobbo, A. (2016). Resilienza urbana e pluvial flooding: lo studio predittivo del comportamento idraulico urbano / Urban Resilience and pluvial flooding:the predictive study of the urban hydraulic behavior. In

- V. D'Ambrosio & M.F. Leone (eds.), *Progettazione ambientale per l'adattamento al Climate Change. Modelli innovativi per la produzione di conoscenza / Environmental Design for Climate Change adaptation. Innovative models for the production of knowledge* (pp. 136-145). Napoli, IT: Clean.
- Moccia, F.D., & Sgobbo, A. (2017). Città Metropolitana di Napoli. In F.D. Moccia & G. De Luca (eds.), *Pianificare le città metropolitane in Italia. Interpretazioni, approcci, prospettive* (pp. 289-326). Roma: INU Edizioni.
- Mohajeri, N., Gudmundsson, A., & Scartezini, J. L. (2015, September). Expansion and densification of cities: Linking urban form to urban ecology. In *International Conference on Future Buildings & Districts Sustainability from Nano to Urban Scale*, Lausanne, CH (pp. 9-11).
- Munafò, M., Assennato, F., Congedo, L., Luti, T., Marinosci, I., Monti, G., ... & Marchetti, M. (2015). *Il consumo di suolo in Italia-Edizione 2015*. Roma, IT: ISPRA.
- Næss, P., & Vogel, N. (2012). Sustainable urban development and the multi-level transition perspective. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 4, 36-50. doi: 10.1016/j.eist.2012.07.001
- Novotny, V., & Chester, G. (1981). *Handbook of nonpoint pollution: sources and management*. New York, US: Van Nostrand Reinhold Co.
- Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R. R., Doshi, H., Dunnett, N., ... & Rowe, B. (2007). Green roofs as urban ecosystems: ecological structures, functions, and services. *BioScience*, 57(10), 823-833. doi: 10.1641/B571005
- Papiri, S. (2000, May). Gli scaricatori di piena nelle fognature miste alla luce dei risultati di una simulazione continua quali-quantitativa delle acque meteoriche nel bacino urbano sperimentale di Cascina Scala (Pavia). In *Atti della II Conferenza Nazionale sul Drenaggio Urbano* (pp. 10-12).
- Ragab, R., Rosier, P., Dixon, A., Bromley, J., & Cooper, J. D. (2003). Experimental study of water fluxes in a residential area: 2. Road infiltration, runoff and evaporation. *Hydrological Processes*, 17(12), 2423-2437.
- Roberts, P., Sykes, H., & Granger, R. (Eds.), (2016). *Urban regeneration*. Newcastle, UK: Sage.
- Russo, M. (2014). Urbanistica senza crescita. *Urbanistica per una diversa crescita. Progettare il territorio contemporaneo. Una discussione della Società italiana degli urbanisti* (pp. XV-XXX). Roma, IT: Donzelli Editore.
- Russo, M. (2015). Multiscalarità. Dimensioni e spazi della contemporaneità. *Archivio di Studi Urbani e Regionali*, 113, 5-22.
- Sachs, W. (2001). Equità, sostenibilità e nuovi modelli di ricchezza. *Archivio di Studi Urbani e Regionali*, 71-72.
- Salinas Rodriguez, C. N., Ashley, R., Gersonius, B., Rijke, J., Pathirana, A., & Zevenbergen, C. (2014). Incorporation and application of resilience in the context of water-sensitive urban design: linking European and Australian perspectives. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 1(2), 173-186. doi: 10.1002/wat2.1017
- Salvati, L. (2016). The 'Sprawl Divide': Comparing models of urban dispersion in mono-centric and polycentric Mediterranean cities. *European Urban and Regional Studies*, 23(3), 338-354. doi: 10.1177/0969776413512843
- Scharenbroch, B. C., Morgenroth, J., & Maule, B. (2016). Tree species suitability to bioswales and impact on the urban water budget. *Journal of environmental quality*, 45(1), 199-206. doi:10.2134/jeq2015.01.0060
- Seiler, A. (2001). *Ecological effects of roads: a review*. Uppsala, SE: Swedish University of Agricultural Sciences.
- Sgobbo, A. (2014). Le politiche di leva fiscale per la sicurezza e sostenibilità della città. *Urbanistica Informazioni*, 255, 100-101.
- Sgobbo, A. (2016). La città che si sgretola: nelle politiche urbane ed economiche le risorse per un'efficace manutenzione. *BDC. Bollettino Del Centro Calza Bini*, 16(1), 155-175. doi: 10.6092/2284-4732/4121
- Sgobbo, A. (2016). Mixed Results in the Early Experience of a Place-based European Union Former Program Implemented in Campania. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 223, 225-230. doi: 10.1016/j.sb-

spro.2016.05.354

Sgobbo, A. (2016). Recycling, waste management and urban vegetable gardens. *WIT Transactions on Ecology and The Environment*, 202, 61-72. doi:10.2495/WM160071

Sgobbo, A. (2017). Eco-social innovation for efficient urban metabolisms. *TECHNE Journal of Technology for Architecture and Environment*, 14, 335-342. doi: 10.13128/Techne-20812

Sgobbo, A. (2018). The Value of Water: an Opportunity for the Eco-Social Regeneration of Mediterranean Metropolitan Areas. In F. Calabrò, L. Della Spina, C. Bevilacqua (Eds), *New Metropolitan Perspectives. Local Knowledge and Innovation Dynamics Towards Territory Attractiveness Through the Implementation of Horizon/E2020/Agenda2030. vol 2* (pp. 505-512). Cham, CH: Springer. doi:10.1007/978-3-319-92102-0_53

Sgobbo, A. (2018). *Water Sensitive Urban Planning. Approach and opportunities in Mediterranean metropolitan areas*. Rome, IT: INU Edizioni.

Sgobbo, A., & Moccia, F. D. (2016). Synergetic Temporary Use for the Enhancement of Historic Centers: The Pilot Project for the Naples Waterfront. *TECHNE Journal of Technology for Architecture and Environment*, 12, 253-260. doi:10.13128/Techne-19360

Smith, C., & Levermore, G. (2008). Designing urban spaces and buildings to improve sustainability and quality of life in a warmer world. *Energy policy*, 36(12), 4558-4562. doi: 10.1016/j.enpol.2008.09.011

Stander, E. K., Borst, M., O'Connor, T. P., & Rowe, A. A. (2010, May). The effects of rain garden size on hydrologic performance. In *World Environmental and Water Resources Congress 2010: Challenges of Change* (pp. 3018-3027).

Strecker, E. W., Quigley, M. M., Urbonas, B. R., Jones, J. E., & Clary, J. K. (2001). Determining urban storm water BMP effectiveness. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 127(3), 144-149.

Tira, M., Giannouli, I., Sgobbo, A., Brescia, C., Cervigni, C., Carollo, L., & Tourkolia, C. (2017). INTENSSS PA: a Systematic Approach For INspiring Training ENergy-Spatial Socioeconomic Sustainability To Public Authorities. *UPLanD – Journal of Urban Planning, Landscape & environmental Design*, 2(2), 65-84

Tira, M., Sgobbo, A., Cervigni, C., & Carollo, L. (2017). INTENSSS PA: pianificazione territoriale integrata alla sostenibilità energetica e socio-economica. *Urbanistica Informazioni*, 272(S.I.), 319-323.

Tong, S. (1990). Roadside dusts and soils contamination in Cincinnati, Ohio, USA. *Journal of Environmental Management*, 14(1), 107-113. doi: 10.1007/BF02394024

Travis, Q. B., & Mays, L. W. (2008). Optimizing retention basin networks. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 134(5), 432-439.

Van Mechelen, C., Dutoit, T., & Hermy, M. (2014). Mediterranean open habitat vegetation offers great potential for extensive green roof design. *Landscape and Urban Planning*, 121, 81-91. doi: 10.1016/j.landurbplan.2013.09.010

VanWoert, N. D., Rowe, D. B., Andresen, J. A., Rugh, C. L., Fernandez, R. T., & Xiao, L. (2005). Green roof stormwater retention. *Journal of environmental quality*, 34(3), 1036-1044. doi:10.2134/jeq2004.0364

Vaze, J., & Chiew, F.H.S. (2002). Experimental study of pollutant accumulation on an urban road surface. *Urban Water*, 4, 379-389. doi: 10.1016/S1462-0758(02)00027-4

Wong, N. H., Chen, Y., Ong, C. L., & Sia, A. (2003). Investigation of thermal benefits of rooftop garden in the tropical environment. *Building and environment*, 38(2), 261-270. doi: 10.1016/S0360-1323(02)00066-5

Wong, T. H. (2006). Water sensitive urban design-the journey thus far. *Australian Journal of Water Resources*, 10(3), 213-222. doi: 10.1080/13241583.2006.11465296

Yang, H., Dick, W. A., McCoy, E. L., Phelan, P. L., & Grewal, P. S. (2013). Field evaluation of a new biphasic rain garden for stormwater flow management and pollutant removal. *Ecological engineering*, 54, 22-31. doi: 10.1016/j.ecoleng.2013.01.005

- Zaghloul, N. A. (1981). SWMM model and level of discretization. *Journal of the Hydraulics Division*, 107(11), 1535-1545.
- Zhou, Q., Mikkelsen, P. S., Halsnæs, K., & Arnbjerg-Nielsen, K. (2012). Framework for economic pluvial flood risk assessment considering climate change effects and adaptation benefits. *Journal of Hydrology*, 414, 539-549. doi: 10.1016/j.jhydrol.2011.11.031
- Zimmermann, B., Elsenbeer, H., & De Moraes, J. M. (2006). The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: implications for runoff generation. *Forest ecology and management*, 222(1), 29-38. doi: 10.1016/j.foreco.2005.10.070