

AdriaClim

Climate change information, monitoring and management tools for
adaptation strategies in Adriatic coastal areas

Project ID: 10252001

D.5.4.1

Report on climate-related impacts on critical
societal sectors to support disaster risk
reduction and climate adaptation with a focus on
Venice and its Lagoon

PP17 - CITY OF VENICE

PP09 - CMCC

Final version

Public document

June, 2023

Table of contents

Table of contents	2
INTRODUZIONE (IT)	3
INTRODUCTION (EN)	4
PART 1. CLIMATE CHANGE AND WATER QUALITY	5
PART 2. CLIMATE CHANGE AND BIODIVERSITY	11
ANNEXES	13
1. CLIMATE CHANGE EFFECTS ON WATER QUALITY – FULL REPORT (EN)	13
2. CLIMATE CHANGE EFFECTS ON BIODIVERSITY – FULL REPORT (IT)	13

INTRODUZIONE (IT)

Nell'ambito del progetto Adriacim è stato possibile, a supporto della predisposizione del PAESC del Comune di Venezia, sviluppare due approfondimenti preliminari sulla relazione tra i fattori di pericolosità climatica e due componenti della matrice ambientale, acqua e biodiversità, con specifico riferimento agli impatti potenziali dei Cambiamenti Climatici sulla qualità delle acque della laguna di Venezia e sulla conservazione dei siti Natura 2000 in gestione da parte del Comune di Venezia (Bosco di Carpenedo e Biotopi Litoranei).

Entrambi gli approfondimenti hanno adottato lo stesso approccio metodologico, sebbene con declinazioni differenziate, basato su una gap analysis del quadro conoscitivo attuale (in un caso sviluppata sulla base di literature review, nell'altro sulla base di giudizio esperto con metodo Delphi), per poter supportare una robusta analisi del rischio e una appropriata decisione in tema di adattamento ai Cambiamenti Climatici.

Di seguito si riporta un riassunto degli esiti dei due approfondimenti, condotti rispettivamente dal Centro Mediterraneo per i Cambiamenti Climatici presso Università Ca' Foscari di Venezia (acqua) e SELC srl (biodiversità), con la supervisione scientifica del Comune di Venezia e del suo staff interno e di supporto consulenziale specialistico.

INTRODUCTION (EN)

As part of the Adriacim project, in support to the preparation of the COV SECAP, it has been possible to develop two preliminary insights about the relationship between climate hazard factors and two components of the environmental matrix, water and biodiversity, with specific reference to the potential impacts of Climate Change on water quality of the Venice lagoon and on the conservation of Natura 2000 sites managed by the Municipality of Venice (Bosco di Carpenedo and Coastal Biotopes).

Both studies have adopted the same methodological approach, albeit with different declinations, based on a gap analysis of the current knowledge framework (in one case developed on the basis of literature review, in the other on the basis of expert judgment with the Delphi method), in order to support robust risk analysis and appropriate decision-making on climate change adaptation.

Below is a summary of the results of the two in-depth studies, conducted respectively by the Mediterranean Center for Climate Change at the Ca' Foscari University of Venice (water) and SELC srl (biodiversity), with the scientific supervision of the Municipality of Venice and its internal staff and specialist consultancy support.

PART 1. CLIMATE CHANGE AND WATER QUALITY

Transitional waters are highly productive ecosystems supporting a variety of habitats for biological diversity (Gonzalez Castro et al., 2009; Kumari Gupta et al., 2019). They are of considerable socio-economic importance, providing invaluable ecosystem goods and services ranging from the provision of food, regulation of flooding and erosion, water purification and recreational services (Anthony et al., 2009; Newton et al., 2018; Velasco et al., 2018). However, they are highly fragile and vulnerable to modification induced by climate change hazards able to influence the hydro-morphodynamics of the systems at stake, with cascading effects on their physical, chemical and biological properties. According to the last IPCC Assessment Report (AR6, 2022), global warming, reaching 1.5°C in the near-term future, would cause unavoidable increases in multiple climate-related hazards (e.g., floods, droughts, etc.) and multiple risks (e.g. invasion of alien species, loss of fish production, the spread of infectious diseases) to ecosystems and humans. The impacts of such hazards are particularly significant in coastal and transitional environments located at the land-sea interface.

The Venice Lagoon is an example of a shallow transitional water body characterized by high complexity, heterogeneity, and it is a dynamic system which continuously evolves in response to modifications from multiple pressures (Solidoro et al., 2010). Intensive anthropogenic activities, within and around the lagoon, contribute to altering water quality and the ecological state of the lagoon itself, with climate change further exacerbating these impacts. Given the ecological and socio-economic importance of the Venice Lagoon, as well as its vulnerability to climate change related impacts, the objective of this study is to support the design and implementation of monitoring and adaptation plans for the lagoon. In particular, the research aims to:

- 1) establish a knowledge base on the effects of climate change on transitional waters,
- 2) provide a spatiotemporal analysis of water quality in the Venice Lagoon under both current and future conditions, considering potential climate change scenarios, and
- 3) identify additional research and environmental monitoring needs.

State-of-the-art understanding of climate change impacts on transitional waters: A global-scale literature review

A systematic review of scientific literature was performed to explore the current state of knowledge on climate change multi-hazard impacts on transitional water quality. The review revealed that various hazards can affect water quality either directly or indirectly. Flooding and drought were the most investigated climate change hazards with respect to their impacts on transitional water quality in the reviewed studies. Besides flooding and drought, other climate change induced hazards were identified including sea level rise, storm surge, tidal flooding, strong regime variations, wildfire, and

hot/cold events. Generally, climate change hazards can alter the physical, chemical, and biological state of transitional water with consequent impacts on the ecosystem quality. The most frequently reported alterations, from these climate-related hazards, were found with respect to salinity levels and in the concentrations of nutrients and chlorophyll-a. In response to these alterations, consequent impacts on primary productivity and phytoplankton composition, harmful algal blooms and habitat conditions (hypoxia/anoxia) were among the most reported impacts. Based on these results, a conceptual framework, highlighting the cause-effect relationships between hazards, water quality parameters, as well as consequent impacts on the ecosystem, was developed building on the DPSIR approach (Figure 01).

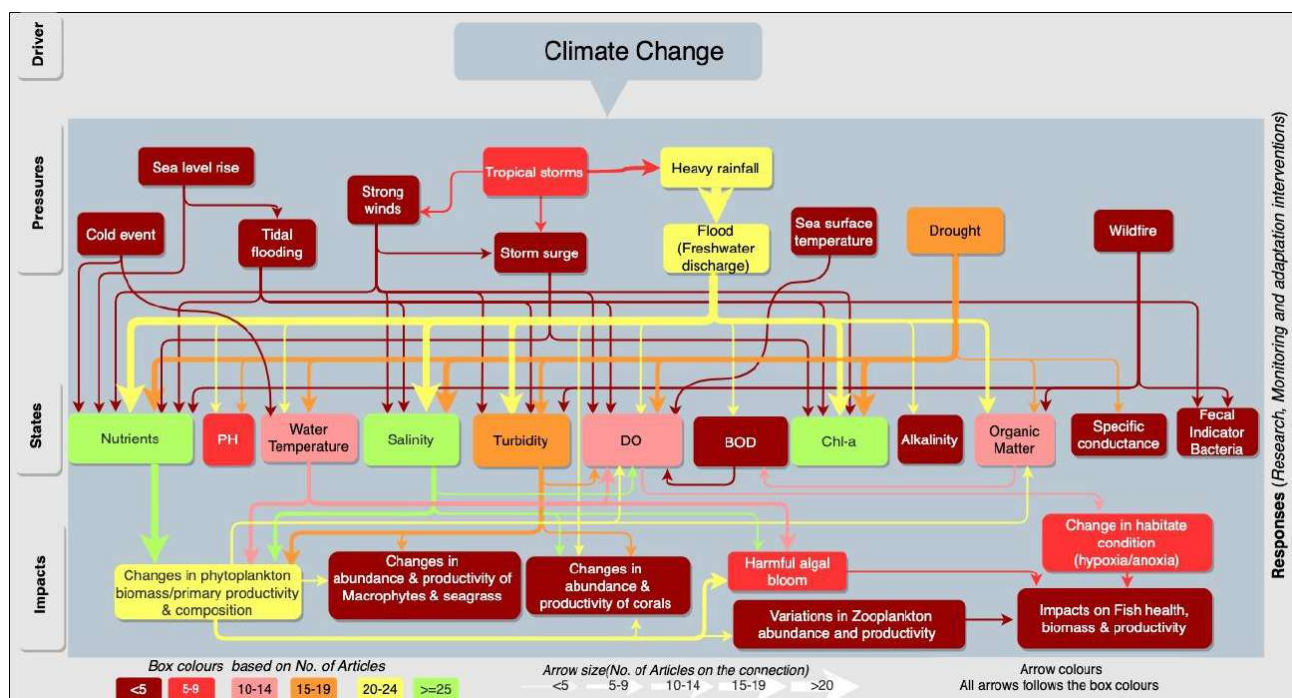


Figure 01. Conceptual framework representing cause-effect relationships between climate change-related hazards and transitional water quality. Colours applied to the textboxes indicate the level of evidence based on the number of reviewed studies related to each hazard and/or water quality parameter. The size of the arrows (thickness of the lines) reflects the number of studies related to that specific relationship, while their colours correspond to the colour of the source textboxes.

Potential climate change impacts on the water quality of the Venice Lagoon: A multi-parameter approach

An assessment of climate change impacts in the Venice Lagoon was conducted using a multi-parameter approach, which allowed the evaluation of water quality, ecological status, and the

aquatic life of selected species, in accordance with the Water Framework Directive (2000/60/EC), and the tolerance to changes in environmental conditions of representative aquatic species of the lagoon, i.e., *Ruditapes philippinarum* (Malina clam) and *Aphanius fasciatus* (Killifish). In particular, the CCMEWQI index developed by the Canadian Council of Ministers of the Environment (2001) was applied, which integrates the scope, frequency and amplitude of non-compliance tests of water quality parameters into a single value, representing the state of water quality in complex environmental systems. The application of the index has allowed an effective assessment of the spatio-temporal variations in water quality, as well as the analysis of extreme events, as emerged from historical data (under the 2013-2021 timeframe), which have highlighted strong variations in temperature (hot/cold) and precipitation (wet/dry). The alteration of water quality was also analyzed by integrating climate change scenarios (RCP 8.5) under both mid (2049) and long-term (2099) futures (Figure 02).

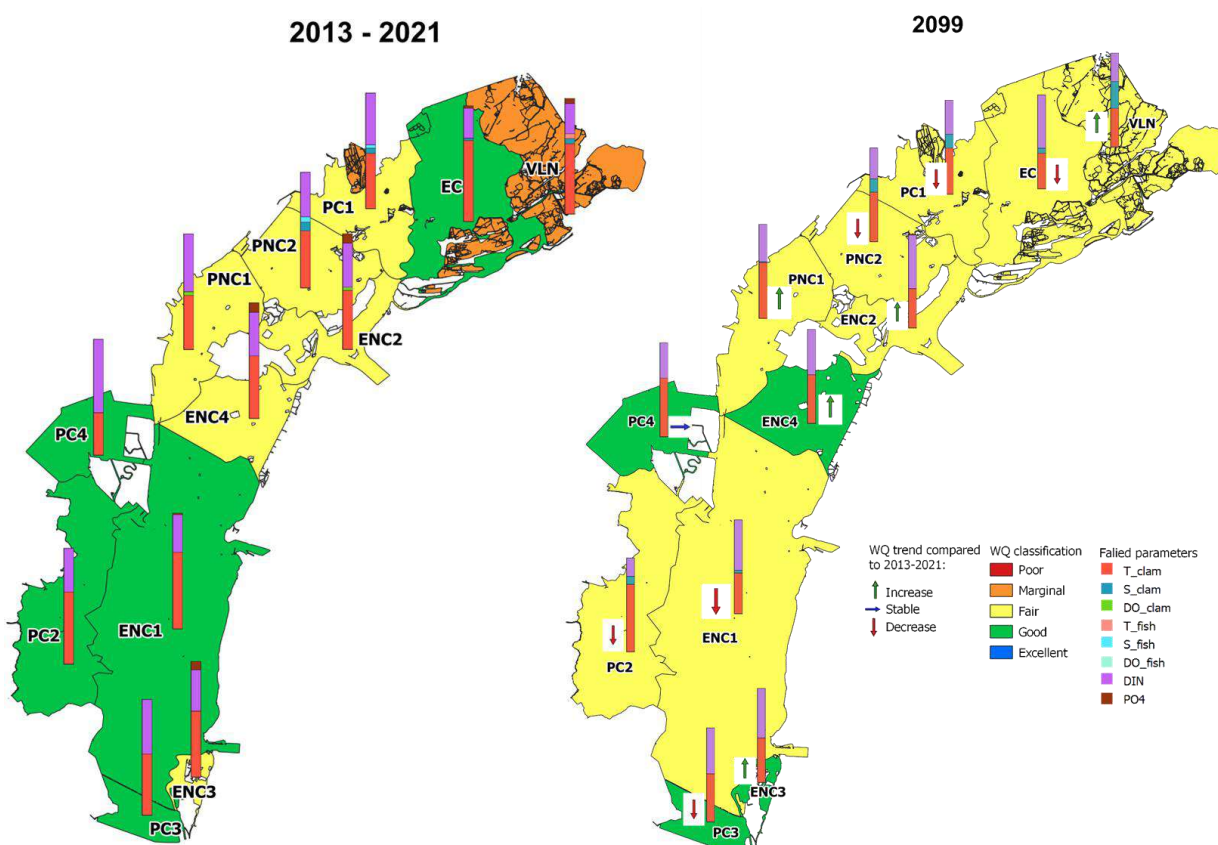


Figure 02. Classification of water quality status in the Venice Lagoon based on the application of the CCMEWQI under the historical period (2013-2021) and long-term future scenario (2099, RCP 8.5).

The output of the analysis suggests that the impacts of climate change in the Venice Lagoon do not distribute homogeneously, with some areas of the lagoon (i.e., central-north and south sub-basins) being more influenced than others. The increase in the frequency and magnitude of the extreme conditions of water quality parameters also have tangible effects on the ecological status and aquatic life of the Venice Lagoon. The results of the analysis indicate an increase in water temperature, salinity and nutrient concentrations, as well as a decrease in dissolved oxygen both in the medium and long term. Above all, temperature and dissolved inorganic nitrogen are the parameters of most concern for water quality in the future, while extremes in salinity and dissolved oxygen have the potential to compromise the tolerance of species and ecosystems. Furthermore, the interactions among stressors might potentially create a dynamic and changing environment, where one variable may amplify or counteract the negative impacts of another.

Analysis of knowledge gaps and identification of priority actions for the design of adaptation measures in the Venice Lagoon

A further analysis of the current state of knowledge on the impacts of climate change was carried out with a specific focus on the Venice Lagoon, identifying the knowledge gaps and needs for future research and development needs.

In particular, with regard to research and knowledge, the performed review revealed few examples of studies exploring the specific relationships between climate change hazards and water quality parameters. Limited efforts have been made to deepen the understanding of the interactions between multiple hazards, as well as the response processes of ecosystems to such interaction scenarios. Besides, the modelling approaches were characterized by the adoption of single global/regional climate models (GCM/RCM), consideration of few climate variables, as well as a limited number of climate change scenarios. Furthermore, the lack of consideration of future scenarios involving changes in land use and the adoption of adaptation measures has been observed.

Therefore, to develop appropriate adaptation measures for the Venice Lagoon it is necessary to consider the:

- Investigation of cause-effect relationships between climate change hazards and multiple biogeochemical parameters, considering multi-hazard interactions at the land-sea interface.
- Integration of ecosystem processes that influence water quality dynamics in the assessment of climate change impacts, through the development of a methodology capable of assimilating different numerical models (hydrodynamic, morphodynamic, vegetation dynamics, nutrient and carbon) in synergy with artificial intelligence.
- Development of global and regional climate models including multiple climate change scenarios, to reduce the uncertainties inherent in the models themselves.

- Analysis of future scenarios of land use at the catchment scale, water management, adaptation in transitional waters (e.g., riparian buffers, saltmarshes, and aquatic vegetations, etc.), and structural and engineering measures, to support strategic planning and adaptation processes.

With respect to monitoring, data on water quality, climatic and hydrometeorological parameters were noted to be available from periodic measurements and continuous monitoring networks within the lagoon, as well as from its land and marine boundaries. Among the monitoring programs that provide relatively continuous data include the MELa, SAMANET and ARPAV monitoring networks. Considering the heterogeneity of the lagoon (in terms of hydrodynamics, morphological and physical features) and the requirements for continuous data with a high temporal resolution to detect changes in water quality parameters at each stage in the evolution of hazard events, the spatial and temporal resolution of the current monitoring programs may not be sufficient. In addition to in situ measurements, the availability of long-term time series of earth observation data may offer opportunities for the analysis of multi-hazard impacts of climate change on water quality. However, the current applications of remote sensing are limited to a few water quality parameters mainly related to primary productivity such as chlorophyll-a, macrophytes and organic matter. Therefore, for the monitoring and availability of data on water quality in the Venice Lagoon, it is necessary to consider:

- The widening of automatic monitoring networks with a high temporal resolution, such as SAMANET, in order to provide long-term and continuous data allowing to capture and represent the heterogeneity of the lagoon.
- A harmonized monitoring of water quality and forcing factors (such as hydrometeorological, hydrological, and atmospheric conditions capable of modifying the state of water quality) that enables the construction of relationships between water quality parameters and hazard factors, using measurements with similar temporal and spatial resolution.
- Coordination among agencies and monitoring programs to establish a common monitoring framework with respect to the spatial and temporal resolution and the parameters monitored. This would allow a comparative analysis of water quality, as well as provide opportunities for higher spatial resolution by combining the data from the different monitoring programs.
- The expansion of remote sensing applications to cover other variables such as nutrient concentrations, exploiting the available long-time series satellite imageries in combination with in-situ measurements.

In addition to the aforementioned research and monitoring actions, the following recommendations related to adaptation actions are proposed:

- Management and adaptation plans should take into account basin-level water allocation, diversion and retention/storage considering the impacts of both increased fresh water and nutrient discharge (e.g., eutrophication), as well as effects of reduced nutrient discharge (e.g., reduced primary productivity and aquatic food web).
- Effective stormwater management approaches should be implemented in order to solve issues related to stormwater runoff from urban areas and river basins, including the reduction, controlling and/or runoff delaying.
- Management and monitoring of socio-economic developments in the upper catchment area (e.g., taking into account future increases and/or decreases in anthropogenic loads of nutrients and sediments) should be considered.
- Finally, there is a need for the promotion and maintenance of important hydrologic, morphological and nutrient-cycling features that represent adaptive nutrient management strategies in the face of climatic changes. Features such as riparian buffers, saltmarshes, and aquatic vegetation should be highly integrated as functionally important and essential features of long-term nutrient management strategy that best accommodates potential climatic change impacts.

PART 2. CLIMATE CHANGE AND BIODIVERSITY

The Comune di Venezia (Municipality of Venice) in the framework of its institutional activities is the manager of two Natura 2000 sites, i.e., the IT IT3250010 Bosco di Carpenedo and the IT3250023 Lido di Venezia: biotopi litoranei.

The Bosco di Carpenedo extends over a surface of 13 ha and includes the remnant of an ancient forest and some meadows, in two separated areas. While of limited surface, the Bosco di Carpenedo is of great importance, being what remains of large ancient oak hornbeam forest which in the past extended across thousands of hectares ha in the mainland of Venice. Surrounded by urban areas, high traffic roads and agricultural fields, the Bosco di Carpenedo still host several species included in the Birds and Habitats Directives and four habitats under the Habitat Directives.

The Lido di Venezia: biotopi litoranei is located along the Lido and Pellestrina barrier islands, which border the lagoon of Venice and separate it from the Adriatic Sea. Divided in four separated areas, totaling 166 ha, the N2000 Site includes several littoral habitats, from beach and embryonic shifting dunes to well-developed dunes, the highest in the northern Adriatic, and littoral woodlands. Despite subject to heavy anthropic pressure, mostly due to sun bathers, the N2000 Site still holds many species of European community concern, including a small population of the threatened Kentish plover *Charadrius alexandrinus*.

The main results of af the activity have been the following:

- a detailed analysis of the relevant scientific literature, identifying the main gaps in the knowledge of both Natura 2000 sites;
- new data were gathered for selected groups of taxa in the Bosco di Carpenedo, the Site for which more knowledge gaps were identified in the first phase. The occurrence and distribution of some species of Coleoptera, amphibians, birds and mammals were studied, with both field campaigns made by expert biologists and camera trapping. The results showed that amphibians were highly reduced in both richness and abundance during the 2022 drought, while birds and mammals – including several species of Chiroptera – seemed less affected;
- the existing maps of land use (Corine Land Cover) were updated, for the whole Bosco di Carpenedo and for three areas (San Nicolò, Alberoni and Ca' Roman) of the Lido di Venezia: Biotopi litoranei;
- questionnaires were sent to four experts, who had previous and detailed knowledge of the two N2000 sites, and then analyzed using a Delphi-method approach. The questionnaires had the purpose of helping the Comune di Venezia in identifying the main threats posed by climatic changes to both Sites, and in finding the most appropriate ways to cope with the expected variations in functions and structures of both Sites. Extension of the current protected area was deemed as useful

by the experts involved for both N2000 Sites; excavation of a well and creation of new ponds were suggested for the Bosco di Carpenedo. For the Lido di Venezia: biotopi litoranei, the most important measure to be adopted is a better regulation of anthropic occurrence on dunes, reducing (where feasible) the number of visitors and planting psammophilous species;

- a revision of the existing, quite old management Plans of both N2000 Sites has been strongly recommended, given the rapid changes both Sites are showing;
- a detailed list of monitoring activities to be performed at both N2000 Sites was proposed. The focal issue is to establish a long-term monitoring, which at present is totally lacking. The monitoring activities, considering what is currently known and what is less understood, will focus on selected abiotic (beach morphology) and biotic components, such as vegetation, xilofagous Coleoptera, amphibians and reptiles, birds, Chiroptera. These activities will be useful in identify the state of ecosystems using key indicators, the responses of the biotopes and to address the future management actions.

ANNEXES

1. CLIMATE CHANGE EFFECTS ON WATER QUALITY – FULL REPORT (EN)
2. CLIMATE CHANGE EFFECTS ON BIODIVERSITY – FULL REPORT (IT)

Annex 1

CLIMATE CHANGE EFFECTS ON WATER QUALITY

FULL REPORT (EN)

Work Package:	5
Activity:	5.4.1
Deliverable:	Report on climate-related impacts on critical societal sectors to support disaster risk reduction and climate adaptation with a focus on Venice and its Lagoon
Title	Climate Change and Water Quality of the Lagoon of Venice
Authors	<i>CMCC@Ca' Foscari and UNIVE:</i> Diep Ngoc Nguyen, Asrat Asresu, Fabienne Horneman, Elisa Furlan, Silvia Torresan, Andrea Critto Comune di Venezia : Giancarlo Gusmaroli (consulente tecnico-scientifico), Claudia Ferrari, Claudia Scarpa
Due month	M42
Delivery month	M42

Table of contents

1.	INTRODUCTION	3
2.	CHARACTERIZATIONS OF THE VENICE LAGOON AND THE EVOLUTION OF ITS WATER QUALITY	5
3.	CLIMATE CHANGE MULTI-HAZARD IMPACTS ON TRANSITIONAL WATER QUALITY: A REVIEW OF THE STATE OF KNOWLEDGE	9
3.1.	<i>Introduction</i>	9
3.2.	<i>Systematic review</i>	10
3.3.	<i>Multi-hazard impacts of climate change on transitional water quality</i>	14
3.4.	<i>Conceptual framework on climate change multi-hazard impacts on transitional water quality</i>	31
4.	EVALUATING CLIMATE CHANGE IMPACTS ON WATER QUALITY IN THE VENICE LAGOON: A MULTI-PARAMETER APPROACH	36
4.1.	<i>Introduction</i>	36
4.2.	<i>Development and application of the CCMEWQI in the Venice Lagoon</i>	39
4.3.	<i>Water Quality for ecological status and aquatic life in the Venice Lagoon</i>	43
5.	CURRENT STATE OF KNOWLEDGE ON CLIMATE CHANGE MULTI-HAZARD IMPACTS ON WATER QUALITY IN THE VENICE LAGOON	60
5.1.	<i>Research and knowledge base on climate change multi-hazards and water quality of the lagoon</i>	60
5.2.	<i>Monitoring and data availability</i>	66
6.	CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS	72
7.	REFERENCES	75
	SUPPLEMENTAL MATERIALS: CLIMATE CHANGE AND WATER QUALITY	89
	SM1. <i>Climate change multi-hazard impacts on transitional water quality: Scientometric Analysis</i>	89
	SM2. <i>Climate change multi-hazard impacts on transitional water quality: Systematic review</i>	96
	SM3. <i>Water quality of the Venice Lagoon for ecological status and aquatic life</i>	104

1. Introduction

Climate change is a major global threat resulting in multiple hazards affecting both the biophysical and socioeconomic environment ([IPCC, 2022](#)). Climate induced hazards and extreme events, such as extreme storm events (e.g., [Castelle et al., 2015](#); [Masselink et al., 2016](#)), pluvial floods (e.g., [Gaume et al., 2009](#); [Paprotny et al., 2018](#)), drought, and heat waves (e.g., [Brás et al., 2021](#); [Ciais et al., 2005](#)), have already been manifested, resulting in devastating impacts. With predictions indicating an increasing frequency and magnitude of various climate change related extreme hazard events ([Alfieri et al., 2017](#); [Arnell & Gosling, 2016](#); [Kirezci et al., 2020](#); [Vargas Zeppetello et al., 2022](#); [Vousdoukas et al., 2017](#)), increasing pressure and associated risks on the biophysical and human environments are of great concern. According to the IPCC 6th assessment report, global warming, reaching 1.5°C in the near-future, would lead to an unavoidable increase in multiple climate hazards and present various risks to ecosystems and humans ([IPCC, 2022](#)). The impacts of such hazards are particularly significant in coastal and transitional environments which exist at the land-sea interface. Due to their locations, they are subject to multiple land-atmospheric hazards interacting among each other. The fact that these areas are characterized by high population density and intensive socioeconomic activities ([Neumann et al., 2015](#); [Nicholls et al., 2007](#)) aggravates the impacts of climate change hazards through increased vulnerability, as well as posing additional anthropogenic pressures on the biophysical environment. Besides the socioeconomic losses that may result from physical and structural impacts, the impact of climate-related hazards on transitional water quality is important given the socioeconomic and ecological significance of these ecosystems. Transitional water are highly productive ecosystems supporting a variety of habitat for biological diversity ([Gonz Alez Castro et al., 2009](#); [Kumari Gupta et al., 2019](#)), and socioeconomically significant through the provision of invaluable ecosystem goods and services, ranging from provision of food, regulation of flooding and erosion, water purification and recreational services ([Anthony et al., 2009](#); [Newton et al., 2018](#); [Velasco et al., 2018](#)). However, transitional waters are highly fragile and sensitive to modification induced by climate change hazards that influence hydro-morphodynamics of the affected system, which alter, in turn, their physical, chemical and biological properties. For instance, hazards such as sea level rise and storm surge may affect transitional water quality through the redistribution of nutrients and contaminants in coastal areas ([Cozzani et al., 2010](#); [Krausmann et al., 2011](#); [Santella et al., 2010](#)). In addition, they can influence salinity and turbidity of transitional waters which may then affect the physicochemical condition of the ecosystem at stake. On the other hand, pluvial flood events due to extreme precipitation can lead to the release, transport, and supply of nutrients and chemical contaminants to transitional environments ([Didoné](#)

[et al., 2021](#)). Moreover, other climate related hazards such as heat wave and drought can affect water temperature and chlorophyll concentrations ([Free et al., 2022](#); [Zhang et al., 2022](#)). Besides, the interactions among hazards occurring simultaneously as a compound event, or indirectly as a chain of interacting effects, can amplify in concert the magnitude of the resulting cumulative impacts affecting water quality and ecological state in general ([Furlan et al., 2019](#)).

The Venice Lagoon is a shallow transitional water body characterized by high complexity, heterogeneity, and it is a dynamic system which continuously evolves in response to modifications from multiple pressures ([Solidoro et al., 2010](#)). Beside the intensive anthropogenic activities in and around the lagoon, the prevalence of multiple climate change related drivers in the area (and the Mediterranean region in general) can alter the water quality and ecological status of the lagoon. For instance, climate related pressures prevalent in the region includes variations in rainfall and consequent river flooding (e.g., [Pesce et al., 2018](#)), variations in wind regimes ([Solidoro et al., 2010](#)), storm events ([Lionello et al., 2021](#)) as well as drought ([Tramblay et al., 2020](#)). These hazards can lead to the modification of the hydro-morphodynamic processes which determine the water quality of the lagoon. Specifically, they can influence the release, transport, and redistribution of nutrients and/or pollutants, and alter water quality parameters such as temperature, salinity, turbidity, pH, dissolved oxygen, and other properties with consequent impacts on primary productivity and higher trophic level. Furthermore, the interactions among hazards that occur simultaneously, or as a sequence of temporally compounding events, can amplify the magnitude of the cumulative impacts affecting the lagoon.

Mitigation and adaptation strategies are the two complementary measures for addressing climate change. While mitigation seeks to lessen the causes of climate change by limiting greenhouse gas emissions, adaptation aims to increase resilience of the systems to the effects that cannot be avoided ([Klein et al., 2007](#)). However, to design and implement appropriate adaptation measures, there is a need to establish a knowledge base on the current status of systems at stake, and the potential impacts of climate change on these systems.

Responding to the needs for knowledge regarding appropriate actions, this study was conducted with the objective to support the design of environmental monitoring and climate adaptation plans for the Venice lagoon. Specifically, the research aims to (1) *establish a knowledge base on the effects of climate change on transitional waters*, (2) *provide a spatiotemporal analysis of water quality under current and future climate conditions*, and (3) *identify additional research and monitoring needs paving the way for future developments*. Within the scope of this Chapter, after a short

introduction on the Venice Lagoon case study ([Section 2](#)), the performed study overall breaks down into three main activities reflected in Sections 3-4-5. In particular, [Section 3](#) represents a review of global scientific literature to provide a knowledge base on climate change multi-hazard impacts on transitional water quality. The results provide a framework describing the cause-effect relationship of multi-hazard drivers and water quality status in transitional water environments, while highlighting the main gaps in the current knowledge on these relationships. [Section 4](#) and [5](#) specifically focus on the Venice Lagoon. While the former applies a multi-parameter index for spatio-temporal analysis of climate change impacts on water quality status of the lagoon, under both historical and climate scenarios in the medium and long term futures, the later synthesis available literature in the Venice Lagoon to understand the current state of knowledge, as well as data availability. [Section 5](#) further elaborates on the future development needs in terms of research, data, and management, with the aim to support adaptation and monitoring of the Venice Lagoon. Finally, [Section 6](#) brings together all the results in the conclusion and recommendations.

2. Characterizations of the Venice Lagoon and the evolution of its water quality

The Venice lagoon is a complex and dynamic system characterized by high heterogeneity in terms of hydro-morphodynamic and biogeochemical conditions ([Solidoro et al., 2010](#)), in which the interactions among different processes determine the state of water quality. The lagoon is connected to the Adriatic Sea by three inlets namely Lido, Malamocco and Chioggia through which water and sediment exchange takes place ([Molinarioli et al., 2007](#); [Umgiesser, 1997](#)). The water exchange of the lagoon is mainly driven by the tidal cycle ([Gačić et al., 2002](#)), in which sea water flows through major channels to shallow areas ([Umgiesser, 1997](#)). The tidal range of the lagoon oscillates between 1m during a typical spring tide, and 0.5m during a typical neap tide ([Cucco et al., 2009](#)). The lagoon is characterized by complex patterns of circulation resulting from the interactions of water level, wind, morphological structures (e.g., islands and saltmarshes), and inertial motion ([Solidoro et al., 2010](#); [Umgiesser, 1997](#)). The residence time ranges from a few days around the inlets to 40 days in confined areas ([Solidoro et al., 2010](#)). The lagoon also receives mean yearly freshwater discharge of about $35.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ from its drainage basin of 1850 km^2 ([Molinarioli et al., 2007](#)). In general, the lagoon has 12 tributaries ([Zuliani et al., 2005](#)), which can significantly contribute to sediment, nutrient and contaminant inputs. Moreover, the lagoon shows highly heterogeneous morphological features, including mudflats and saltmarshes, channels, tidal creeks, fishponds (Bonardi et al., 2003 & references therein; [Molinarioli et al., 2007](#)).

The Venice Lagoon has been divided into 14 water bodies ([Figure 2.1](#)) based on their morphology, presence of extensive and continuous salt marshes, tidal range, extent, and salinity according to the Ministerial Decree 131/2008. Depending on its characteristics, each water body is assigned with a different *salinity range* (Euhaline - from 30 PSU, Polyhaline - between 18 and 30 PSU), as well as *hydrologic characteristics* (Confined, Not Confined), namely Euhaline Confined (EC), Euhaline Non-Confined (ENC), Polyhaline Confined (PC), Polyhaline Non Confined (PNC). Among these, three water bodies are deemed to be "heavily modified" following article 2 of the Directive 2000/60/EC, i.e. VLN, VLCS, and CS. The former two are used as fish farms with artificially constrained and regulated water exchanges, the latter is impacted by urban sewage effluents from the city of Venice. In addition, the Malamocco-Marghera canal in the south and the Burano-Torcello salt marshes in the north separate the lagoon into three sub-basins: the north, central, and south ([Facca et al., 2011](#)). The northern sub-basin is identified as being in a quasi-natural condition with the distributions of numerous salt marshes and emerged land, which holds several listed habitats of the Habitats and the Birds Directives (1992/43/EEC and 2009/147/EEC). It is considered as the most complex sub-basin, receiving more than half of the annual discharge from the drainage basin of the most important rivers, such as the Sile and the Dese ([Ghezzi, 2011](#)). As represented in [Figure 2.1](#), the water bodies belonging to this sub-basin are EC, PC1, and VLN. The central sub-basin is the most anthropogenic one, which receives urban and industrial sewage discharges from the city of Venice, Mestre, and Porto Marghera industrial area ([Facca et al., 2011](#)). This part of the lagoon comprises the PNC1, PNC2, ENC2, ENC4, and CS water bodies. The southern sub-basin is characterized by the presence of salt marshes and seagrasses. The majority of the river segments that enter this sub-basin are artificially managed ([Zuliani et al., 2005](#)). The water bodies distributed in the southern sub-basin are PC2, PC3, PC4, ENC1, ENC3, and VLCS.

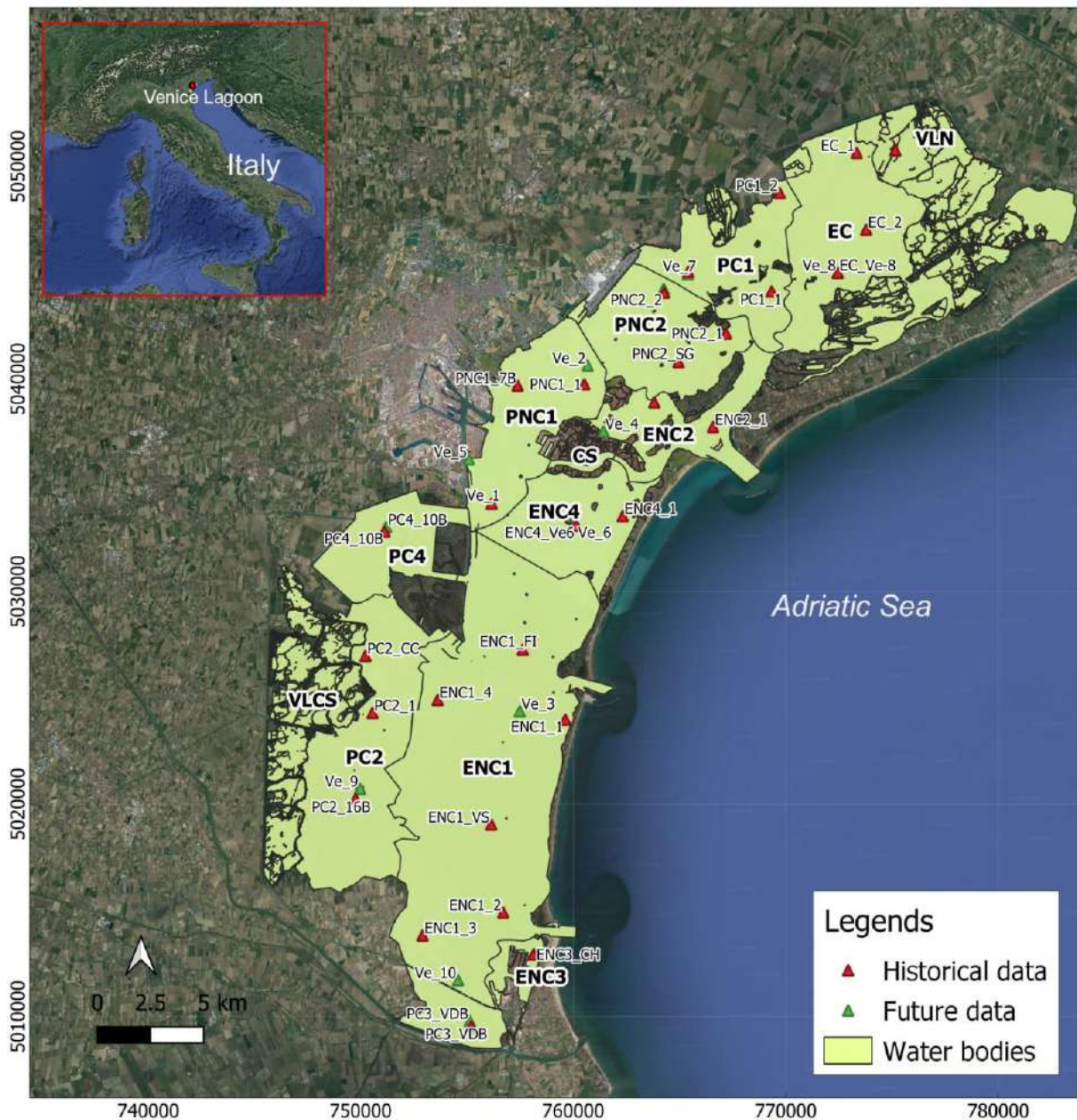


Figure 2.1. Map of the Venice Lagoon, its water bodies and the sampling points for historical and future datasets.

Resulting from the hydrodynamic and morphological heterogeneity accompanied by the differences in the proximity of water bodies to anthropogenic pressures, there is high spatial variability in the water quality of the lagoon, such as salinity gradients ([Solidoro et al., 2004](#)), concentration of

nutrients and Chl-a ([Berti et al., 2022](#); [Facca, et al., 2014](#); [Micheletti et al., 2011](#); [Solidoro et al., 2004](#)). For instance, [Facca, et al. \(2014\)](#) observed clear gradient in TN between northern and southern lagoon with decreasing concentration seaward and higher concentration of TP, total carbon (TC) and inorganic carbon (IC) in the central basin. Similarly, [Solidoro et al. \(2004\)](#) reported high nutrient and Chl-a concentrations in the central lagoon with less bloom in areas with higher sea influence. In general, higher concentrations of nutrients and other contaminants are found in areas close to urban canals (e.g., Venice city center), industrial canals affected by effluent, confined areas with limited hydrodynamics (longer retention time) and areas located landward affected by tributaries discharge, outfalls from fish farms and runoff from the mainland (e.g., [Berti et al., 2022](#)). As the landward areas of the lagoon mostly receive inputs from the drainage basin, higher concentrations of contaminants exceeding environmental quality standards (DM 23/04/1998, DM 367/2003) were also found there by [Micheletti et al. \(2011\)](#).

Various studies have documented the evolution of water quality of the lagoon in response to multiple anthropogenic and natural pressures. Historically, water quality prior to the 1950s in the lagoon was characterized by less eutrophic conditions with very low concentration of nutrients ([Sfriso et al., 2019](#); [Solidoro et al., 2010](#)). Since the 1950s the lagoon experienced intensive pressures associated with industrial and agricultural growth, which contributed towards nutrient enrichment and consequent eutrophication until the 1980s. For instance, [Sfriso et al. \(2019\)](#) documented a remarkable increase in nutrients (Phosphorus & Nitrogen) from 1960s to early 1980s mainly associated with industrial waste and urban discharge. The nutrient enrichment had also resulted in eutrophication and macroalgal bloom which deteriorated water quality of the lagoon ([Cossu et al., 1987](#); [Sfriso et al., 2019](#); [Solidoro et al., 2010](#)). During the same period, a decline in macrophytes (seagrasses) and frequent anoxia events were also reported. Reports show that the concentrations of nutrients were stabilized and started to decline in the late 1980s. Multiple factors such as the enforcement of legislations (e.g., ban of phosphorus use in detergents), the establishment of waste treatment plant, and the issuance of legislation specifically focused on addressing environmental problems in the Venice Lagoon are reported to have contributed towards the reduction in nutrient concentration ([Aciri et al., 2020](#); [Solidoro et al., 2010](#)). Moreover, in the late 1980s to early 1990s, management interventions to mitigate the macroalgal bloom (harvesting and removal) were carried out ([Solidoro et al., 2010](#)). In the 1990s intensive fish farming (manila clam) started to worsen the water quality of the lagoon again ([Facca, et al., 2014](#); [Sfriso et al., 2019](#); [Solidoro et al., 2010](#)), resulting in the disruption of benthic habitats, persistent water turbidity, resuspension and redistribution of toxic contaminants and nutrients ([Berti et al., 2022](#)). Simultaneously, decreased transparency, DO and

PH was reported by [Sfriso et al. \(2019\)](#). In addition, the disruption of sediments has contributed towards the reduction in surface sediment nutrient concentrations ([Sfriso et al., 2021](#)).

Post 2000, regardless of the slight variabilities in the parameters reported in the literature (depending on sampling sites, investigated area coverage, etc.), the water quality of the lagoon has been improving. Nutrient concentrations in general have decreased ([Acri et al., 2020](#); [Sfriso et al., 2019](#); [Solidoro et al., 2010](#)), while transparency and relative oxygen has increased ([Berti et al., 2022](#)). Ultimately, a reduction in trophic status has allowed natural recolonization by seagrasses so that many areas were moving towards pristine conditions ([Facca et al., 2014](#)). Similarly, a declining trend in Chl-a and phytoplankton, and increased colonization of macrophytes and seagrasses, as well as increased DO concentration has been observed in recent years ([Acri et al., 2020](#); [Bernardi Aubry et al., 2020](#)). Despite these improvements, water temperature has been increasing significantly in recent years in response to the increase in air temperature ([Acri et al., 2020](#); [Bernardi Aubry et al., 2020](#)), which implies the potential impacts of the on-going and expected climate changes on water quality of the lagoon.

3. Climate change multi-hazard impacts on transitional water quality: A review of the state of knowledge

3.1. Introduction

Transitional waters are important ecosystems in terms of their socio-economic and ecological role ([Anthony et al., 2009](#); [Kumari Gupta et al., 2019](#); [Newton et al., 2018](#); [Velasco et al., 2018](#)). The ecological significance relies on their abilities to support important ecosystem functions and processes which provides a unique habitat for flora and fauna diversity. With respect to the socio-economic role, transitional waters support human well-being and local economy by providing ecosystem goods and services such as food provisioning, recreational and touristic activities. Despite their productive and protective role, these ecosystems are highly vulnerable to multiple pressures from climate change and human activities ([Anthony et al., 2009](#)). Due to their locations, transitional waters and their ecosystems suffer the influence of atmospheric, oceanic, and land hazards interacting among each other and contributing in concert towards the alteration of water quality, ecosystem state and functions, and, in the end, the services they can provide. With predictions indicating an increasing frequency and magnitude of multiple climate change hazards and extreme events such as river flood ([Alfieri et al., 2017](#); [Arnell & Gosling, 2016](#)), sea level rise

and consequent coastal flooding ([Kirezci et al., 2020](#); [Vousdoukas et al., 2017, 2018](#)), drought ([Spinoni et al., 2020](#)), and heat waves ([Vargas Zeppetello et al., 2022](#)), associated pressures on transitional waters and alteration of water quality are of great concern. Specifically, climate change-related hazards can influence the release, transport, and redistribution of nutrients and/or pollutants, and alter water quality parameters such as temperature, salinity, turbidity, pH, dissolved oxygen, and other properties with consequent impacts on primary productivity and higher trophic level. Besides, the interactions among hazards occurring simultaneously, or as a sequence of temporally compounding events can amplify the magnitude of cumulative impacts ([Furlan et al., 2018, 2019](#)).

Hence, the design and implementation of effective, and innovative response measures based on the integrated assessment of impacts due to multiple hazards (and their interactions) under both present and future scenarios is necessary. Similarly, as underlined in the IPCC special report ([IPCC, 2012](#)), multi-hazard risk management approaches, rather than focusing on a single hazard, represent an opportunity to effectively reduce risks from complex and compound hazards. However, such management approaches need to be founded on information from long-term monitoring, and on assessments of the impacts of such events under future climate change scenarios. This entails establishing a comprehensive knowledge base on multi-hazard impacts on water quality, frameworks for multi-hazard impact assessment, as well as data and information needs, which can aid decision-making regarding mitigation and adaptation.

Drawing on this, the aim of this work is to compile the knowledge base on climate change multi-hazard impacts on transitional water quality, as well as methodological approaches based on the analysis of available literatures, while identifying gaps and further development needs in research, data, and monitoring. Specifically, the review will: i) Identify climate change hazards that influence transitional water quality; ii) Evaluate the cause-effect relationships between climate change hazards and selected water quality parameters based on available evidence; iii) Develop a conceptual framework depicting these relationships. Accordingly, in the following section, the methodology and procedures underpinning the literature review are presented ([Section 3.2](#)), followed by analysis and presentation of the results of the systematic review performed in [Section 3.3](#). Finally, [Section 3.4](#) provides a conceptual framework on multi-hazard impacts on transitional water quality.

3.2. Systematic review

A systematic review was performed following the **Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses** (PRISMA) guideline ([Page et al., 2021](#)). This systematic review

guideline allows to carry out a transparent and complete reporting of a literature review results, in such a way that the processes can be replicated to obtain the same results. The procedure consists of multiple stages including i) document identification, ii) screening and eligibility assessment, and iii) information extraction and synthesis of results. The general methodological approach is depicted in [Figure 3.1](#).

Document identification: A literature search was performed on 08/11/2022 using the two biggest databases, namely Scopus and Web of Science (WoS). In order to address the objectives of the review, a query (supplementary material [SM1](#)¹) with a combination of terms deemed to appear in title, abstract or keywords assembled in different groups were used for the literature identification from both databases ([Figure 3.1](#)). The first group of words were intended to focus on **climate change** as the main driver and identify papers dealing with the assessment of **multi-hazard impacts**. In addition, a list of potential **climate change-related hazards** provided by the municipality of Venice (flood, intense rain/precipitation, storm surge, coastal erosion, heat wave, cold wave, drought, fire, lightning, wind regime, tidal speed) were included in the query. Terminologies on **water quality** (specifically water quality, water pollution, coastal water quality, transitional water quality) and list of water quality parameters related to **eutrophication**, as well as selected **physical and chemical parameters** (e.g., nitrogen, phosphorus, turbidity, dissolved oxygen, temperature, salinity, pH) were used to restrict the scope of the search. Furthermore, in order to limit the search results to those focused on **transitional ecosystems**, words that describe transitional environments (such as lagoons, delta, estuary) were included. The words were combined with Boolean operators such as “AND, OR”, grouped based on the concept they describe using a parenthesis and enclosed in double quotes for bigrams and/or trigrams (see [Figure 3.1](#) & [SM1](#)). The query returned a total of 396 results of which 212 were from Scopus and 184 from WoS.

Screening and eligibility assessment: The collection of papers obtained from the two databases were combined and checked for duplicates. Ninety-four duplicate articles were excluded which resulted in 302 papers overall. The remaining papers were considered for screening based on the title, abstract and author’s keywords in order to identify the most relevant articles to the objective of the review. A set of screening criteria were used, such that a publication was considered relevant if: i) it includes climate change or at least one climate change related hazard as the main pressure, ii) it focuses on the evaluation/assessment of impacts on water quality (thus including at least one

¹ all contents named with SMxx are in the supplementary material attached at the end of the document

water quality indicator as environmental parameter affected) and *iii*) it focuses on transitional ecosystems including coastal watershed and/or river-sea connections, lagoon, estuaries and bay. The screening process was carried out by a team of researchers independently screening the documents based on the aforementioned criteria, using the Rayyan web application (<https://www.rayyan.ai/>) for systematic reviews (Ouzzani et al., 2016). This process resulted in a selection of 35 pertinent documents. After the screening process, the 35 papers were then assessed for eligibility by reading the full article. Accordingly, three papers were excluded which resulted in a total of 32. These papers were removed because the impact of climate change-related hazards on water quality parameters was not explicitly addressed. However, general discussions on the implication of climate change hazards on water quality were presented. The remaining 32 papers were included for analysis and synthesis in this work.

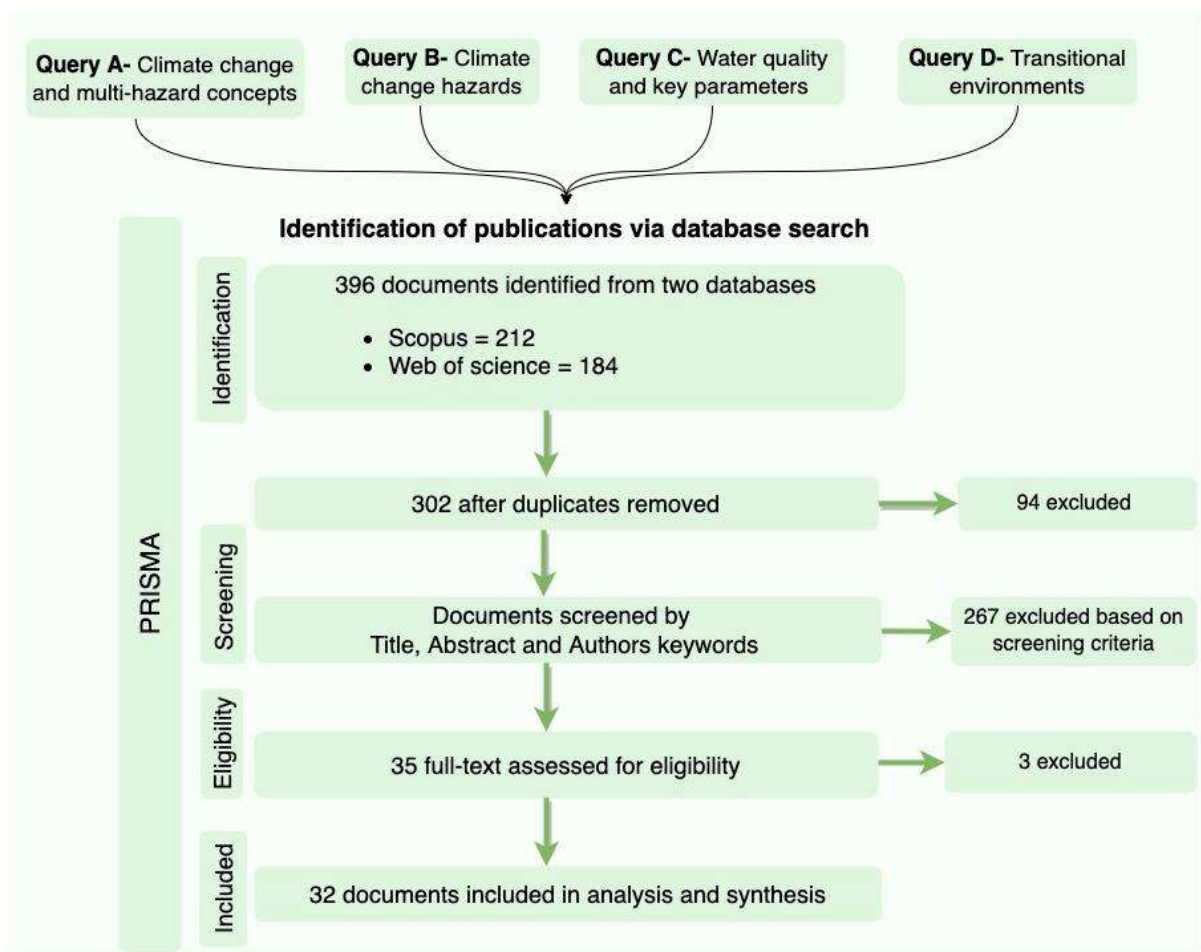


Figure 3.1. Review methodology (the full list of keywords is presented in SM1)

To check whether additional documents could be obtained, another search was performed in both databases (Scopus and WoS) on 12/02/2023 using the aforementioned query but including sea level rise this time. This returned in 469 documents out of which were 50 new documents. The screening process mentioned previously was performed for the new documents and five documents were selected bringing the total number of documents considered in the analysis to 37. However, as in most papers reviewed, sea level rise was considered as a driver rather than a hazard and its inclusion in the query doesn't appear to have influenced the result of the original query.

Prior to the systematic analysis a **scientometric analysis** of the bibliometric data associated with the documents obtained from the databases was performed. Scientometric analysis is a technique that measures research impact and citation processes, and maps the current knowledge and its evolution in a domain based on large academic datasets ([Martinez et al., 2019](#)). It enables the understanding of the trends, co-citation and collaboration networks and spatial distribution of scientific production. In particular, **Biblioshiny**, a web-interface for bibliometrix (R package for bibliometric analysis) ([Aria & Cuccurullo, 2017](#)) was used in the frame of this study. The result of Scientometric analysis of the selected documents is presented in the supplementary material ([SM1](#)).

Information extraction and synthesis: A detailed review and analysis of selected 37 documents was performed by extracting relevant information using selected comparison criteria. These include, basic information about the article (such as publication year, source journals); the aim of the study; study area typology (e.g., lagoon, estuary, bay); type of investigation (e.g., modeling, experiment, observation); methodologies employed including type of data used, methods applied for data collection and analysis; pressures/hazards considered; water quality parameters studied and the main results of the investigation including relationships between hazards and water quality parameters as well as ecological impacts identified ([Table SM1.2](#)).

In order to evaluate the level of evidence in the scientific literature regarding the impact of different climate-related hazards on water quality, the number of papers reporting on each hazard were counted in relation to the water quality parameter affected. Information obtained from the reviewed papers, were used as a knowledge base to develop a generalized conceptual framework depicting the relationships between climate change hazards and water quality and ecological parameters, building on the **DPSIR framework** detailed in [Section 3.4](#).

3.3. Multi-hazard impacts of climate change on transitional water quality

This section presents the analysis and synthesis of results obtained from the systematic review on 37 papers, focused on climate change-related pressures and their impacts on transitional water quality ([SM2](#)). Starting with the descriptions of the articles reviewed, it mainly addresses the main climate change related pressures that leads to the alteration of transitional water quality, as well as water quality indicators affected, indicating the level of evidence on the hazard-water quality parameter relationship based on the number of publications investigating each connection.

3.3.1. Description of the studies reviewed

The reviewed studies covered various transitional water ecosystems in different countries around the world. Most of the study areas were located in the USA with 17 studies followed by Australia with seven. The transitional environments considered among the investigations included estuaries, coastal lagoons, bays, coastal wetlands and tidal rivers, catchment-sea connections, as well as coastal waters ([Figure 3.2](#)).

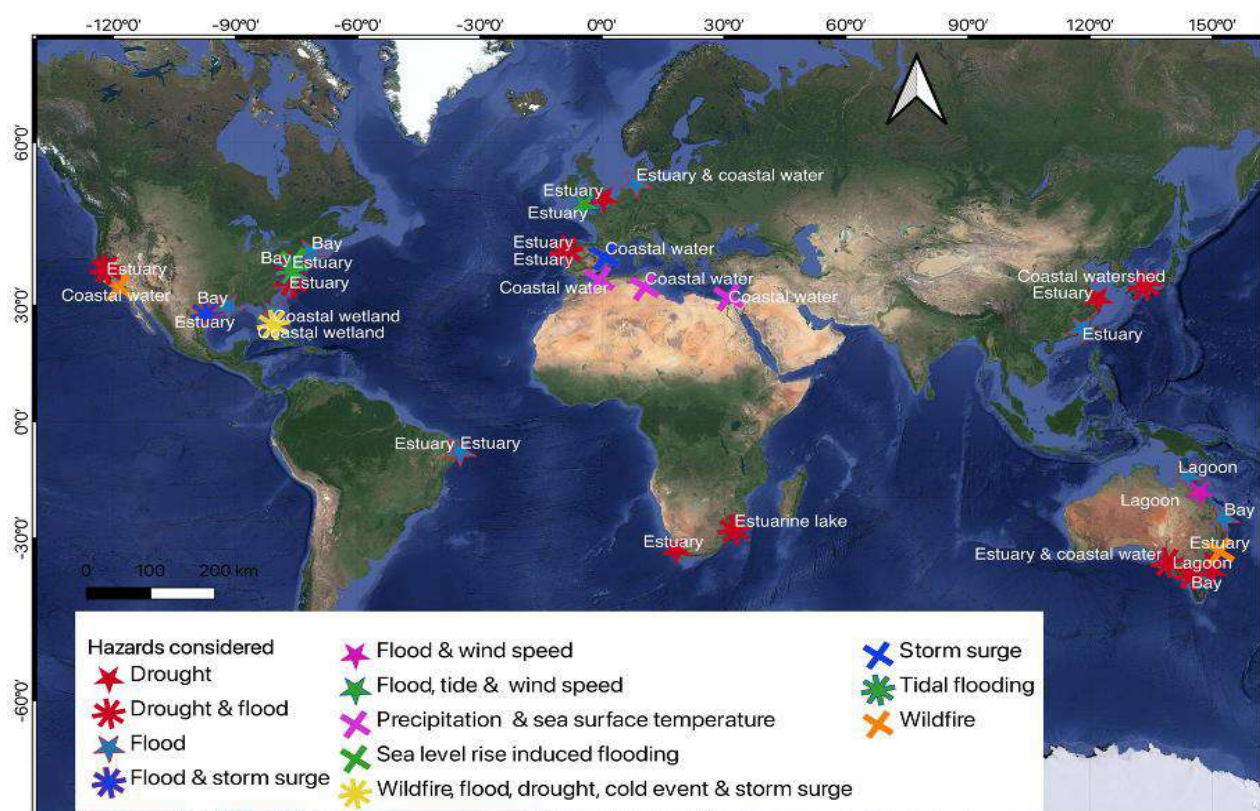


Figure 3.2. Location, typology of transitional environments/hazards investigated in the reviewed publications

The majority of the reviewed studies employed observation data to evaluate the impacts of climate-related hazards on transitional water quality which accounts for 32 publications ([Figure 3.3](#)). The data used in these studies include both **in-situ and remote sensing data**. In-situ data collected before, during and after a hazard event, as well as long-term monitoring time series data were used to detect changes in water quality parameters in relation to the occurrences of hazardous events or long-term trends of climate variables such as hydrometeorological variabilities. Various approaches were followed to collect the in-situ data including stationary automatic-recording monitoring stations which provides continuous measurement of water quality and/or phytoplankton (e.g., [Anglès et al., 2015](#); [Voynova et al., 2017](#)), mobile automatic monitoring systems installed on ships and boats ([Lee et al., 2011](#); [Voynova et al., 2017](#)), as well as manual water and sediment sampling and laboratory analysis to determine water quality parameters. Remote sensing data mainly included **satellite images** and **aerial surveys** with helicopters (e.g., [Auricht et al., 2018](#); [Cira et al., 2022](#); [Howley et al., 2018](#); [Scanes et al., 2020](#)). However, the application of remote sensing was limited to certain water quality variables, namely Chl-a ([Angelats et al., 2022](#); [Auricht et al., 2018](#); [Wetz et al., 2011](#)), turbidity and/or plume extent ([Cira et al., 2022](#); [Howley et al., 2018](#)), sea surface temperature (SST), and organic matter such as particulate organic carbon (POC) and particulate inorganic carbon (PIC) ([Auricht et al., 2018](#)), with limited application to nutrients or other physicochemical parameters. In general, out of the 32 papers which employed observation data, 26 relied primarily on in-situ measurements, while six studies combined both in-situ and remote sensing data.

Three studies implemented **numerical modeling**, including i) the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) for estimating sediment and nutrient fluxes based on observed precipitation and flood events from a catchment to coastal environment ([Shimizu et al., 2011](#)); ii) Delft3D coupled hydrodynamic and water quality model to simulate the impact of extreme river discharge on nutrient dynamics and dissolved oxygen ([Oliveira et al., 2019](#)); and iii) the Environmental Fluid Dynamic Code (EFDC) model which is a hydrodynamic and conservative dye-tracer transport model to investigate the effect of extreme drought on pollutant transport ([Yang et al., 2015](#)). Moreover, [Sánchez-Arcilla et al. \(2011\)](#) used both **observed and projected (model output)** SST and precipitation data in order to determine coastal water quality under future scenarios based on linear relationship. In this study, precipitation was assumed to be positively related to water quality such that increased precipitation means increased dilution and improved water quality. On the other hand, temperature was considered to be inversely related to water quality due to its effect on the dissolved oxygen (DO) solubility and concentration. Finally, the study by [Izaditame et al. \(2022\)](#) performed

laboratory experiments to simulate resuspension of pollutants from sediments due to sea level rise induced inundation.

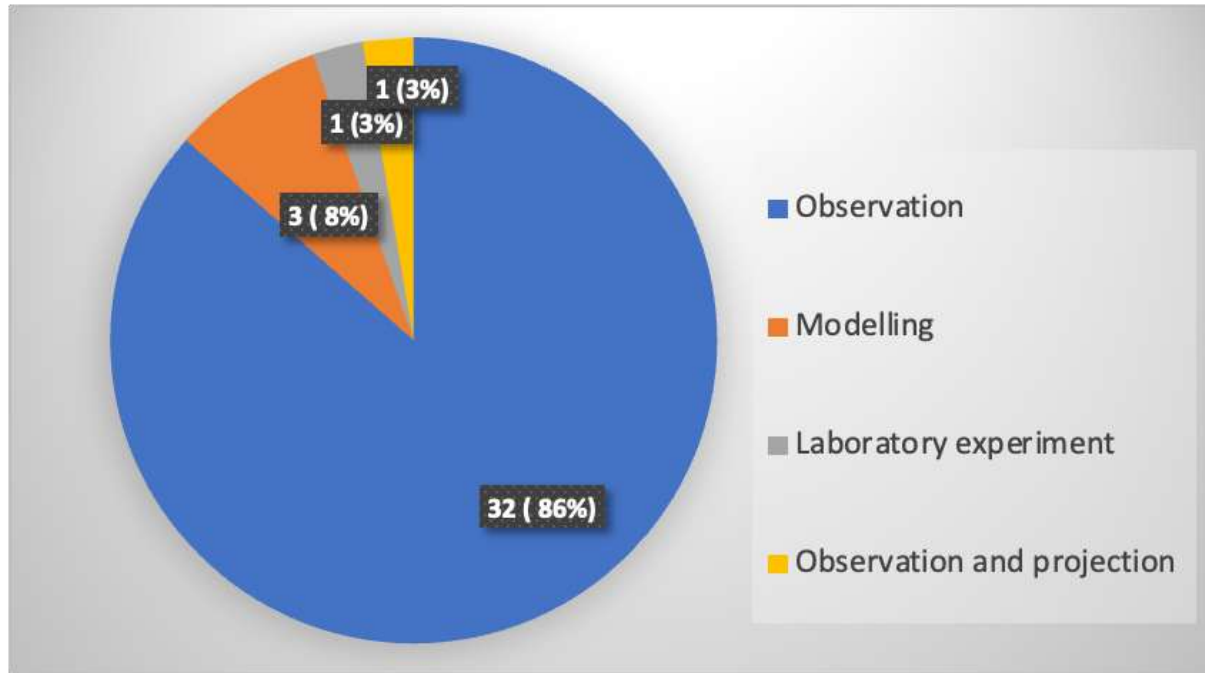


Figure 3.3. Methodological approaches to evaluate the impacts of climate-related hazard events on trans. water quality

The types of hazards and the number of events considered varied among studies. **River flooding** and **increased freshwater discharge/runoff** from catchment to transitional waters (**flood or flooding hereafter**) was the most studied hazard which was considered by 62% of the studies, followed by drought with 43% ([Figure 3.4](#), [SM2](#)). Most of the studies were focused on a single hazard type. However, some studies also considered multiple hazards. For instance, [Davis et al. \(2018\)](#) analyzed a time series of water quality data against multiple hazard events that occurred throughout the investigated time frame including storm surge, flood, wildfire, drought and cold event. Similarly, other studies evaluated water quality changes in response to **runoff, tide, and wind variability** ([Uncles et al., 2018](#)), **flood and storm surge** ([Anglès et al., 2015](#)), **flood and strong wind event** ([Schaffelke et al., 2012](#)), as well as water quality changes from projected changes in **precipitation and SST** ([Sánchez-Arcilla et al., 2011](#)). Eight papers were focused on the impact of hydrological variability from alternating drought and flood (wet) periods, investigating water quality variability through the **drought-transition-flood cycle** (e.g., [Gordon et al., 2016](#); [Harding et al., 2015](#); [Lee et al., 2011](#); [Lehman et al., 2013](#)). Moreover, [Oliveira et al. \(2019\)](#) simulated the impact of extreme events on estuary water quality taking into account both flood and drought scenarios. Even though

these studies considered such multiple hazards, the interactions among them and cumulative impacts resulting from repeated events were considered in a limited number of studies. Among these, [Scanes et al. \(2020\)](#) assessed **cumulative impact of drought on macrophytes**, while [Anglès et al. \(2015\)](#) analyzed changes in phytoplankton composition in response to both flooding and storm surge which occurred within short time intervals.

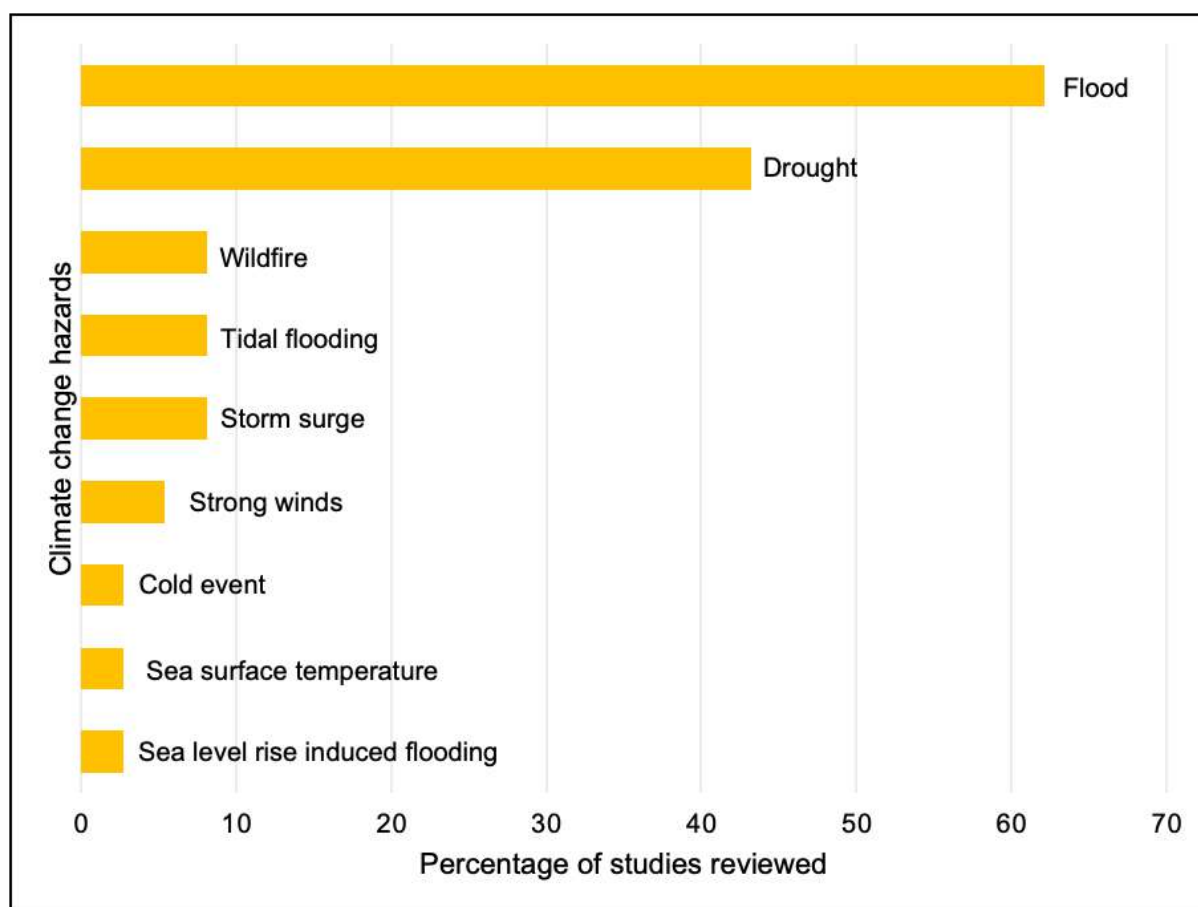


Figure 3.4. Climate-related hazards considered in the reviewed publications

The analyzed publications examined various physical, chemical, and biological water quality parameters ([Figure 3.5](#)). The **concentration of nutrients** (such as different species of nitrogen and phosphorus as well as silicates) was the most studied water quality parameter considered by 78% of the reviewed publications, followed by **Chlorophyll-a (Chl-a)** and **salinity** included in 62 % articles. **Biological Oxygen Demand (BO)**, **specific conductivity** and **Fecal Indicator Bacteria (FIB)** (included in 5% of the articles) and **Alkalinity** (in 3%), were among the least studied parameters. Moreover, various indicators of **ecological status** and **upper trophic level** impacts such as primary productivity, phytoplankton composition, habitat condition, zooplankton and fish

productivity were investigated within the reviewed publications (e.g., [Anglès et al., 2015](#); [Lehman et al., 2017](#); [Voynova et al., 2017](#); [Wetz et al., 2011](#)).

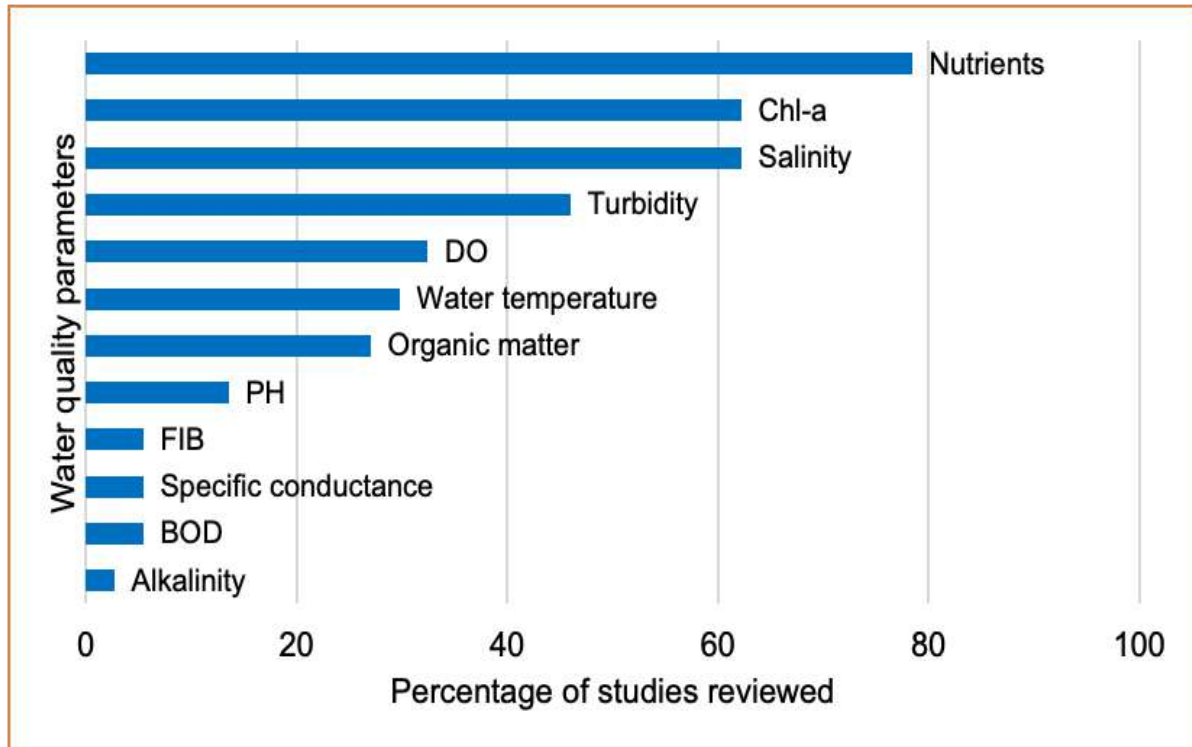


Figure 3.5. Water quality parameters investigated in the reviewed publications

3.3.2. Impact of flooding on transitional water quality

Extreme precipitation and associated flooding reaching transitional ecosystems from the catchment influences both hydrodynamics, morphodynamics and biogeochemical characteristics of the environmental system. Flood events can lead to **increased suspension, transport and delivery of sediments, nutrients, and other contaminants** from catchments to low-lying transitional environments with consequences on their water quality and ecological status ([Gaspar et al., 2018](#); [Howley et al., 2018](#); [Paerl et al., 2010](#)). In addition, increased freshwater input during flood events can directly influence parameters such as salinity and temperature (e.g., [Voynova et al., 2017](#)), as well as the general hydrodynamic mixing and water circulation processes leading to salinity and density stratifications ([Paerl et al., 2010](#)) which can affect other parameters such as bottom water DO levels. Hence, concerns regarding the impact of flood events have been increasing in recent years which is reflected in the rising number of studies reviewed focused on this issue. Such concerns may arise from the trends and **projected increases in the frequency and magnitude** of extreme flood events ([Alfieri et al., 2017](#); [Arnell & Gosling, 2016](#)), which can intensify the pressures

on transitional ecosystems. In particular, 23 of the reviewed studies investigated the impact of flooding on transitional water quality, of which 21 papers were published since 2010, with 16 of them post 2015.

Flood impacts on nutrients and selected physical and chemical parameters

The majority of the studies that analyzed nutrients reported an increase in concentrations associated with flood events, including: different dissolved, particulate, organic and inorganic species of nitrogen and phosphorus, as well as silicate (Si) ([Figure 3.6](#)). This is mainly due to **increased discharge**, and associated nutrient load, from catchment to transitional water ecosystems. In addition, the suspension of coastal sediments during flood events can contribute to **elevated nutrient concentrations** in transitional waters. For instance, [Howley et al. \(2018\)](#) reported higher concentration of NH_4 within an estuary, as compared to upper basin, during a flood event suggesting that the mudflats may be a significant source of NH_4 to coastal waters. Such flood induced nutrient enrichment in transitional waters can lead to enhanced primary productivity and eutrophication ([Trefry & Fox, 2021](#)) with consequent impacts on the ecological status. Moreover, depending on the types of nutrients delivered, this could lead to a **change in phytoplankton composition and harmful algal blooms (HAB)** (e.g., [Anglès et al., 2015](#); [Jaegge et al., 2022](#); [Trefry & Fox, 2021](#)), favoring species with strong affinity to a specific type of nutrients.

In contrast, other studies reported reduction in the concentration of nutrients in transitional waters during flood events. By comparing pre-flood and flood periods, [Paerl et al. \(2006\)](#) reported reduced nutrient supply to the transitional water during periods with frequent flooding events. According to the authors, this reduction could be attributed to improved catchment level nutrient management strategies implemented during pre-hurricane periods, and the **enhancement of nutrient retention and cycling** in the watershed resulting from the increased flushing and scouring. Similarly, a decline in silicate discharge from catchment, mainly due to trapping in reservoirs, was reported in a study from Japan ([Onodera et al., 2007](#)). This indicates that even though flood events are important sources of nutrients to transitional waters, other anthropogenic factors, such as catchment level management interventions and strategies, as well as land use could influence the degree of impact from flooding on water quality.

As a result of **dilution, increased precipitation and associated flooding** can also result in reduced concentrations of nutrients and other contaminants, leading to an improvement in water quality. For instance, [Davis et al. \(2018\)](#) reported a decline in both total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP), attributable to dilution, during increased freshwater discharge in the Everglades wetland.

Furthermore, [Sánchez-Arcilla et al. \(2011\)](#) reported a future decline in coastal water quality in the Mediterranean region based on a projected reduction in precipitation.

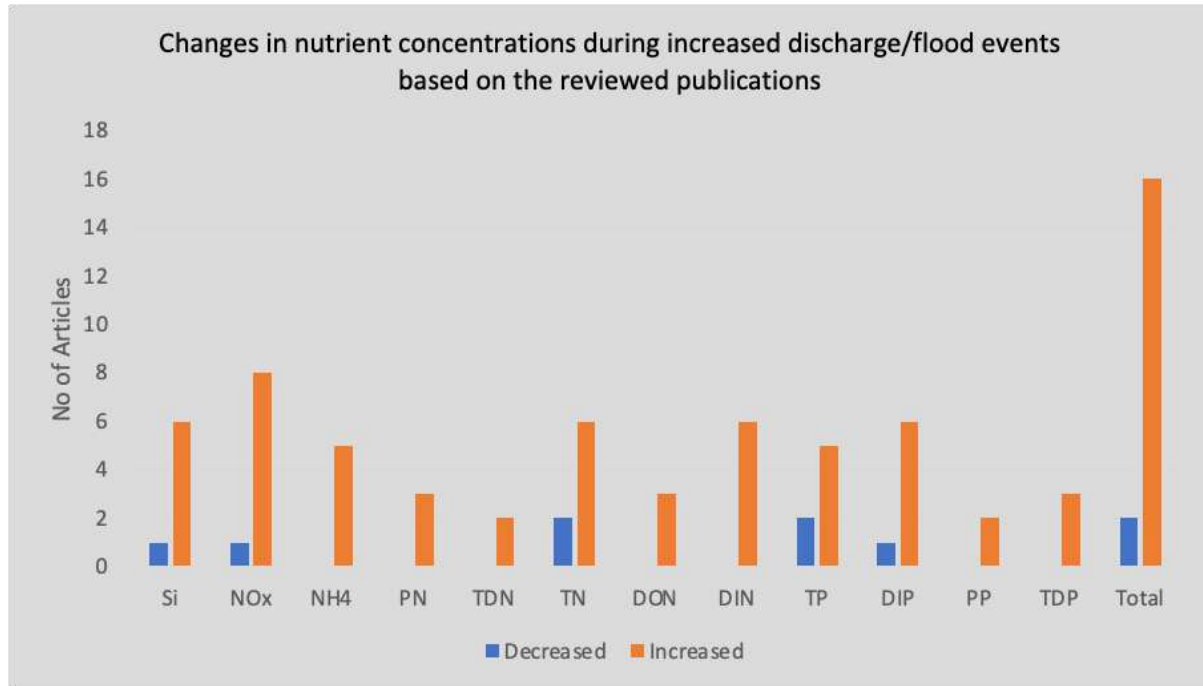


Figure 3.6. Variations in nutrient concentrations associated to flooding reported in the reviewed publications: *TN* (total nitrogen), *PN* (particulate nitrogen), *TDN* (total dissolved nitrogen), *DIN* (dissolved inorganic nitrogen), *DON* (dissolved organic nitrogen), *NH₄* (ammonium), *NO_x* (oxidized forms of nitrogen, *NO₂*, *NO₃*), *TP* (total phosphorus), *PP* (particulate phosphorus), *TDP* (total dissolved phosphorus), *DIP* (dissolved inorganic phosphorus).

In addition to nutrients, **increased organic matter (OM)**, such as dissolved organic matter (DOM), dissolved organic carbon (DOC), particulate organic carbon (POC), and total organic carbon (TOC), in transitional water associated with flood events was reported in seven studies ([Figure 3.7](#)). This includes allochthonous OM delivered during flood events (e.g., [Gaspar et al., 2018](#); [Regier et al., 2020](#); [Trefry & Fox, 2021](#)) and autochthonous OM produced within the transitional waters due to enhanced nutrient discharge and consequent increase in primary productivity (e.g., [Voynova et al., 2017](#)). Increased OM in transitional water can alter other water quality parameters, and habitat conditions in general, with **adverse effects on higher trophic levels**. For example, increased OM can lead to increased microbial activity and biological oxygen demand (BOD), and consequent reduction in DO saturation which can affect aquatic organism's exposure to hypoxia and anoxia conditions (e.g., [Najjar et al., 2000](#); [Zhang, 2022](#)). Increased OM supply from a catchment can also lead to changes in the composition of OM in the transitional environment. For instance, [Regier et al. \(2020\)](#) observed increased DOC and change in OM composition in coastal wetland, associated to

increased freshwater discharge, with terrestrial humic-like DOM increasing at the expense of other types of OM (such as microbial DOM and protein-like DOM). Besides, increased organic carbon due to flood input and increased phytoplankton production after flood events may affect carbon sinks and carbon cycles in the transitional ecosystem (e.g., [Voyanova et al., 2017](#)).

Flood events also play an important role in the suspension, transport and delivery of sediments from catchments to transitional waters, which leads to high concentration of suspended solids and turbidity. Eleven reported **increased total suspended solids (TSS)** and/or turbidity after flood events ([Chen et al., 2018](#); [Gaspar et al., 2018](#); [Howley et al., 2018](#); [Trefry & Fox, 2021](#); [Uncles et al., 2018](#); [Voyanova et al., 2017](#)). Flood induced increase in TSS/turbidity is considered as an important water quality parameter which affects phytoplankton productivity (by hindering light penetration) and DO concentration (by trapping light and increasing water temperature) (e.g., [Gaspar et al., 2018](#); [Voyanova et al., 2017](#)).

Moreover, changes in **salinity and water temperature** associated with increased freshwater input have been reported by the studies reviewed ([Figure 3.7](#)). Specifically, 17 studies showed reduced salinity in response to increased freshwater discharge, and two studies reported rising water temperature during flood events. Despite the expectation that terrestrial water input leads to increase in the temperature of transitional water, two studies reported otherwise ([Oliveira et al., 2019](#); [Trefry & Fox, 2021](#)). The reasons for these results might be due to the situations in which the studies were conducted, such that, [Trefry & Fox \(2021\)](#) studied flooding due to rainfall associated with a hurricane event in which the subsequent storm surge conditions might have conditioned the water temperature. In the study by [Oliveira et al. \(2019\)](#), they implemented a modeling approach comparing drought and flood scenarios with results evidencing as the flood scenario resulted in lower temperature compared to the drought one.

Depending on the timing and duration of studies in relation to the flood events, different results were also reported for pH, DO, Alkalinity, and chlorophyll-a (Chl-a) ([Figure 3.7](#)). In particular, during the onset of flood event, decreased Alkalinity ([Gaspar et al., 2018](#)), DO ([Gaspar et al., 2018](#); [Voyanova et al., 2017](#)) and pH ([Voyanova et al., 2017](#)) were reported in response to increased input of freshwater with low alkalinity, pH and DO concentrations. According to the authors, the reduction in these parameters was followed by post flood increase (e.g., [Voyanova et al., 2017](#)). With respect to Chl-a, even though the majority of the studies reported an increase in concentration following flood events due to nutrient enrichment, a decline in Chl-a concentration was reported during the onset of

flood events. The reasons for this reduction may include increased flushing from transitional waters to open sea, as well as high turbidity hindering light penetration and phytoplankton productivity.

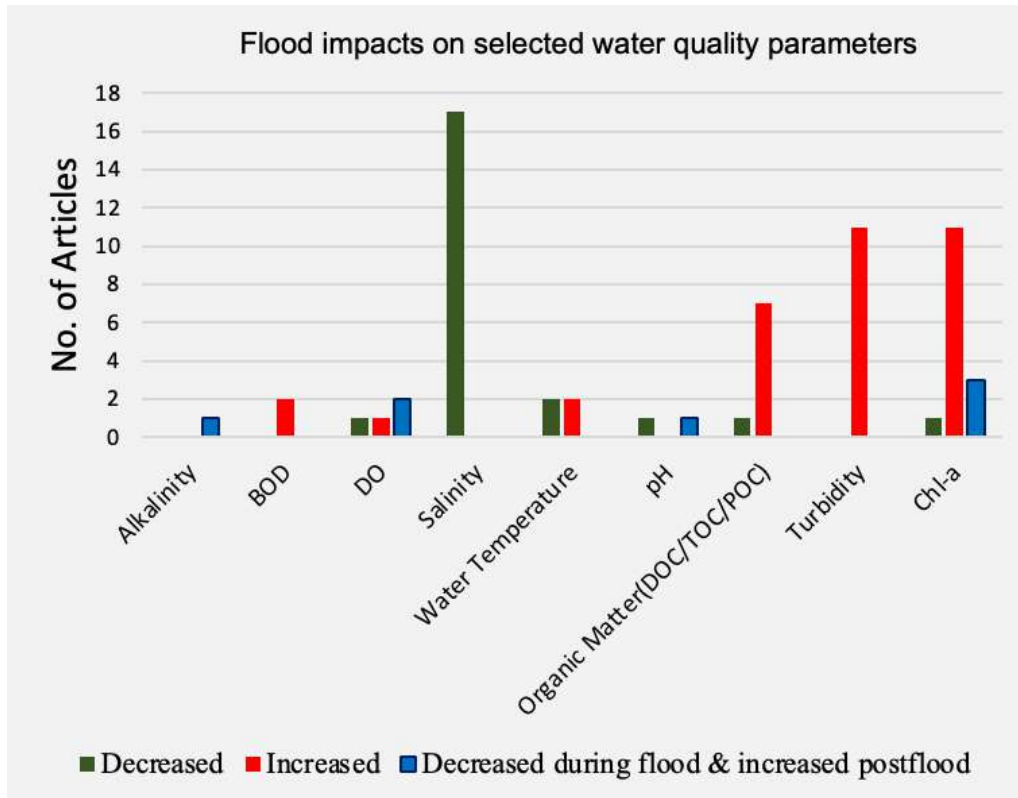


Figure 3.7. Changes in selected physical and chemical water quality parameters due to flood events

Flood impacts on primary productivity and upper level

As a consequence of changes in the water quality parameters previously mentioned, numerous impacts on productivity, habitat condition, and higher trophic levels were reported (**Figure 3.8**). Fourteen publications showed post-flood increase in primary productivity as a consequence of nutrient enrichment. However, some of the studies indicated that, this **increase in productivity** was also accompanied by change in composition of primary producers ([Anglès et al., 2015](#); [Gordon et al., 2016](#); [Harding et al., 2015](#); [Jaegge et al., 2022](#)) and HAB (increase in abundance of toxic species) ([Jaegge et al., 2022](#); [Paerl et al., 2010](#); [Trefry & Fox, 2021](#)). In addition to the increased nutrient concentrations, changes in composition and toxic algal blooms could be associated with types of nutrients supplied and changes in water temperature and salinity regime. For example, [Anglès et al. \(2015\)](#) mentioned that the type of nutrients could promote specific groups of phytoplankton; while [Gordon et al. \(2016\)](#) reported changes in the proportion of phytoplankton and microphytobenthic biomass between drought and high flow periods associated to changes in the concentration of DIN.

Alteration of Nano- and micro-plankton composition from diatom and dinoflagellate during flood events to cyanobacteria-dominated assemblages after flood events were also associated to changes in temperature, salinity, and concentrations of nitrogen species such as nitrate (NO_3) and nitrite (NO_2) by [Jaegge et al. \(2022\)](#). Moreover, the same author reported high abundance of cyanotoxin microcystin under reduced salinity which declined with increased salinity.

Studies also reported **stratification and bottom water oxygen depletion** as one of the most important flood-induced impacts ([Paerl et al., 2010](#); [Voynova et al., 2017](#)). With increased freshwater input, the denser saline water overlaid by lighter freshwater leads to salinity and density stratification inhibiting vertical mixing and exchange of oxygen leaving DO supersaturation at the surface and bottom water DO undersaturation. This can lead to hypoxia and anoxia conditions which affect aquatic organisms. In this respect, fish and invertebrate diseases and mortality, due to both hypoxia/anoxia and increased toxic phytoplankton after flood events, were also reported by [Paerl et al. \(2010\)](#).

Moreover, flood events can lead to impacts on the productivity and abundance of seagrasses and corals. Increased sediment and nutrient load during flood events can lead to high turbidity, enhanced primary productivity, and consequently increase the deposition of marine snow (comprising fine clay particles and organic materials) which can **inhibit the ecosystem productivity** ([Howley et al., 2018](#) & references therein). In addition, changes in water quality constituents, such as salinity, can influence the productivity and health of coral ecosystems. For instance, [Butler et al. \(2015\)](#) reported decline in total abundance of corals due to change in water quality (hyposalinity) and coral mortality due to direct flood impact. Similarly, exposure of seagrass and coral ecosystems to plumes with high nutrient concentration have been reported by [Howley et al. \(2018\)](#).

Despite these negative impacts, increased nutrient discharge during flood events was reported to be positively associated to fish biomass productivity. This is mainly due to enhanced primary (phytoplankton) and zooplankton productivity, which increases food availability for different species of fish. For instance, [Oviatt et al. \(2022\)](#) reported increased biomass and productivity of clam and squid following nutrient enrichment and increased phytoplankton productivity after a flood event. Hence, mitigation and management of water quality with respect to climate change requires an understanding of the optimal water quality condition of transitional waters, in order to effectively mitigate adverse effects and take advantage of opportunities following such events.

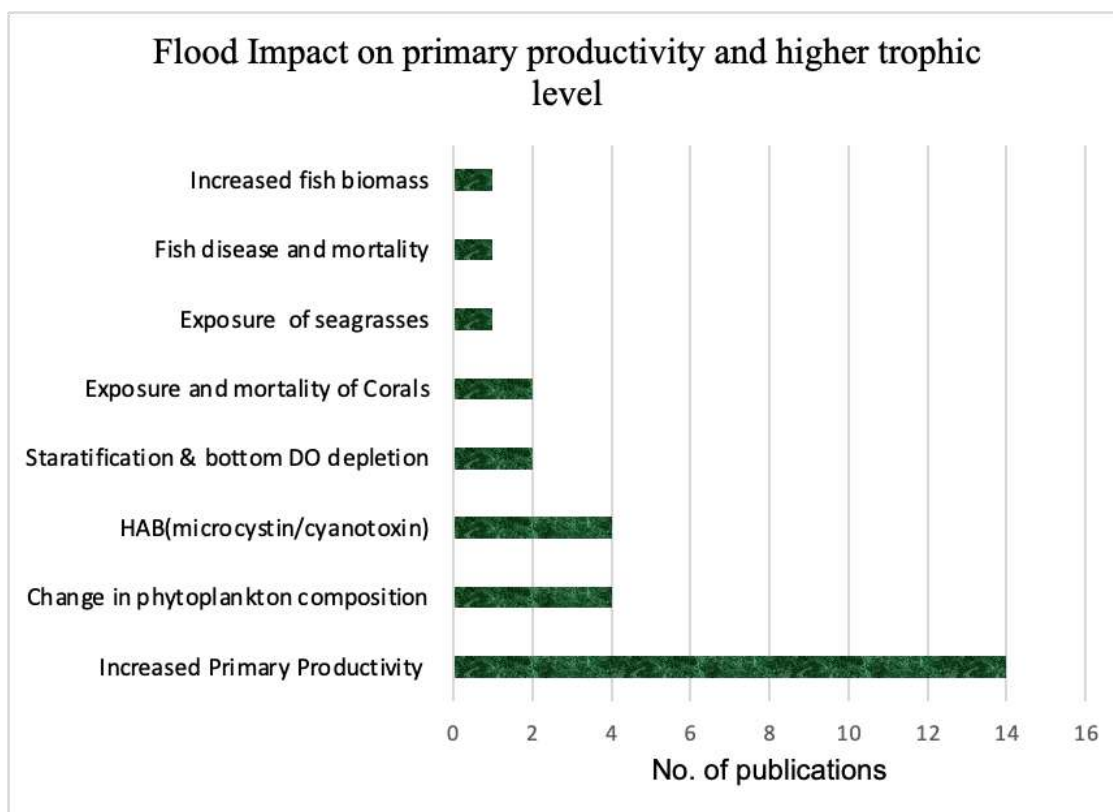


Figure 3.8. Flood impacts on primary productivity and higher trophic level

3.3.3. Drought impacts on transitional water quality

The impact of drought on transitional water quality was considered in 16 studies (listed [Table SM2.2](#)). These studies evaluated changes in water quality during drought periods from different perspectives. Seven studies were focused on investigating the impacts of drought events on different water quality parameters, and consequent effects on primary productivity and higher trophic levels, while others (e.g., [Auricht et al., 2018](#); [Gordon et al., 2016](#); [Harding et al., 2015](#); [Lehman et al., 2013](#)) evaluated water quality changes during drought periods relative to wet/high flow periods. [Oliveira et al. \(2019\)](#), on the other hand, implemented numerical modeling to evaluate drought impacts on water quality while considering flood scenarios. Moreover, an investigation of the effects of extreme drought on pollutant transport behavior using a hydrodynamic conservative dye-tracer transport model was developed by [Yang et al. \(2015\)](#).

Drought can influence transitional water quality in many ways. Among these, reduced precipitation and discharge can lead to reduced nutrient supply which leads, in turn, to reduced primary productivity, limiting food availability for higher trophic level organisms. In addition, reduction in

freshwater discharge can alter various water quality parameters such as salinity and pH. Reduced flushing and longer residence time during drought periods can also lead to the accumulation of nutrients and contaminants. Moreover, prolonged high water temperature during drought periods can have a significant impact on DO concentration, as well as phytoplankton productivity and composition. The main impacts of drought identified from in the reviewed publications are discussed in the following sections.

Drought impacts on nutrients and physical and chemical parameters

With respect to different nitrogen species, seven studies reported a reduction in concentrations during drought periods due to decreased freshwater discharge and nutrient supply (e.g., [Gordon et al., 2016](#); [Oliveira et al., 2019](#); [Wetz et al., 2011](#)), while two studies ([Lehman et al., 2013](#); [Scanes et al., 2020](#)) indicated elevated concentrations in response to drought events. Limited nutrient concentration during drought periods can have significant effects on transitional ecosystems such as reduced primary productivity (e.g., [Auricht et al., 2018](#); [Clark et al., 2022](#); [Harding et al., 2015](#); [Wetz et al., 2011](#)), changes in phytoplankton composition (e.g., [Gordon et al., 2016](#); [Harding et al., 2015](#)), as well as upper trophic levels such as zooplankton and fish productivity ([Wetz et al., 2011](#)). In contrast to nitrogen, most of the publications considering phosphorus, reported an increase in concentrations during drought periods. Changes in different nutrient species, and the corresponding number of studies investigating these processes, are presented in [Figure 3.9](#).

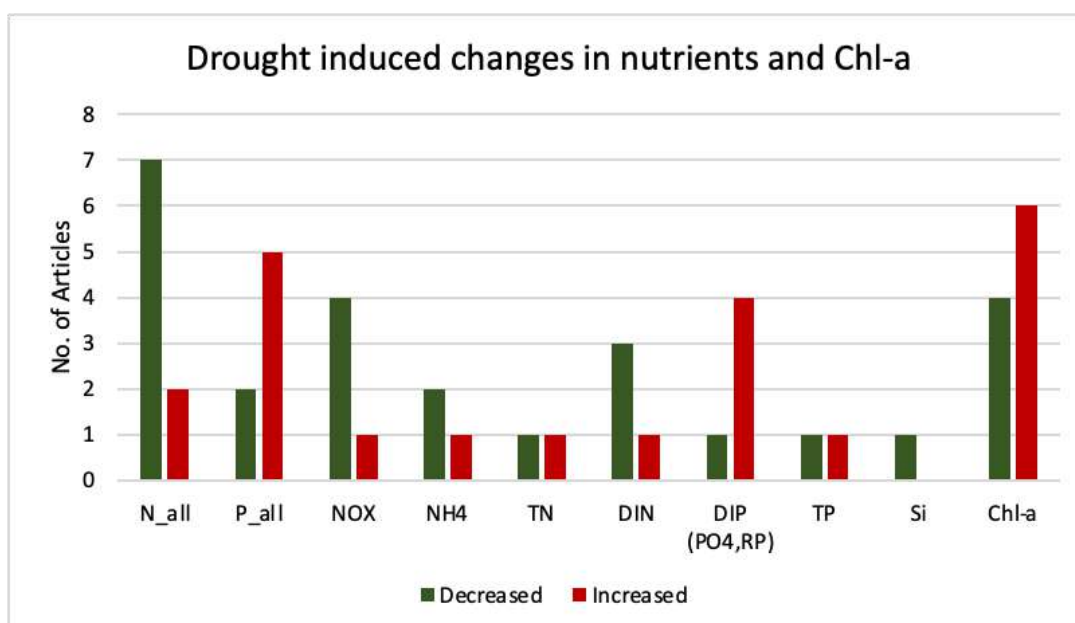


Figure 3.9. Drought induced changes in nutrient and Chl-a concentrations in transitional waters as reported in the reviewed publications

Despite the reduced discharge from catchments during drought periods, increase in nutrient concentrations in transitional waters was reported in the reviewed studies. Specifically, two studies reported an increased concentration of nitrogen species, while a similar trend for phosphorus were mentioned in five studies. This is mainly associated with the reduced freshwater inflow from catchment, which decreases flushing rate, leading to **longer residence time and accumulation of nutrients** ([Paerl et al., 2010](#)). Similarly, using a dye-tracer hydrodynamic model, [Yang et al. \(2015\)](#) indicated that, during drought periods with low discharge, the tide dominated hydrodynamics of transitional waters leads to the accumulation of pollutants. Besides, increased concentration of nutrients in a coastal lagoon during drought period was reported to result from a reduction in water level and resuspension of shallow sediments (e.g., [Scanes et al., 2020](#)).

Similar to nutrient concentrations, studies also reported different results for Chl-a concentration which was used as a proxy for phytoplankton productivity ([Figure 3.9](#)). Increased Chl-a concentration during drought period is associated with increased concentration of nutrients, as well as longer residence time and accumulation of phytoplankton (e.g., [Lehman et al., 2013](#); [Paerl et al., 2010](#); [Scanes et al., 2020](#)). Moreover, extended periods of sunlight and higher temperature can promote primary productivity. Conversely, four studies reported reduction in Chl-a concentration associated with nutrient limitations.

Changes in some specific physical and chemical water quality indicators and the corresponding number of studies are presented in [Figure 3.10](#). More specifically, these studies reported an **increase in specific conductance** ([Lehman et al., 2013](#)), **salinity** (e.g., [Gordon et al., 2016](#); [Lehman et al., 2013](#); [Oliveira et al., 2019](#); [Wetz et al., 2011](#)), **water temperature** (e.g., [Attrill & Power, 2000](#); [Clark et al., 2022](#); [Lehman et al., 2017](#); [Scanes et al., 2020](#)) and **pH** ([Attrill & Power, 2000](#); [Lehman et al., 2013, 2017](#)) during drought periods. On the other hand, both increase and decrease were reported with respect to DO, OM and turbidity. For instance, decreasing DO during drought periods was associated with the increase in both water temperature and salinity, which reduces oxygen solubility ([Clark et al., 2022](#); [Lehman et al., 2017](#); [Oliveira et al., 2019](#); [Wetz et al., 2011](#)). Contrary to this trend, [Attrill & Power \(2000\)](#) reported increased DO during drought periods compared to pre-drought periods, which could be due to improved effluent quality, reduced input of effluents, and consequent reduction BOD. **Reduced turbidity and/or increased transparency** was reported by most of the studies, except [Scanes et al. \(2020\)](#), who indicated increased turbidity in intermittently open coastal lagoons due to reduced water level and suspension of shallow sediments. Regarding OM, increased DOC associated with increased productivity ([Lehman et al., 2017, 2018](#))

and decrease (and complete absence during extreme drought) in POC during drought periods ([Auricht et al., 2018](#)) were reported.

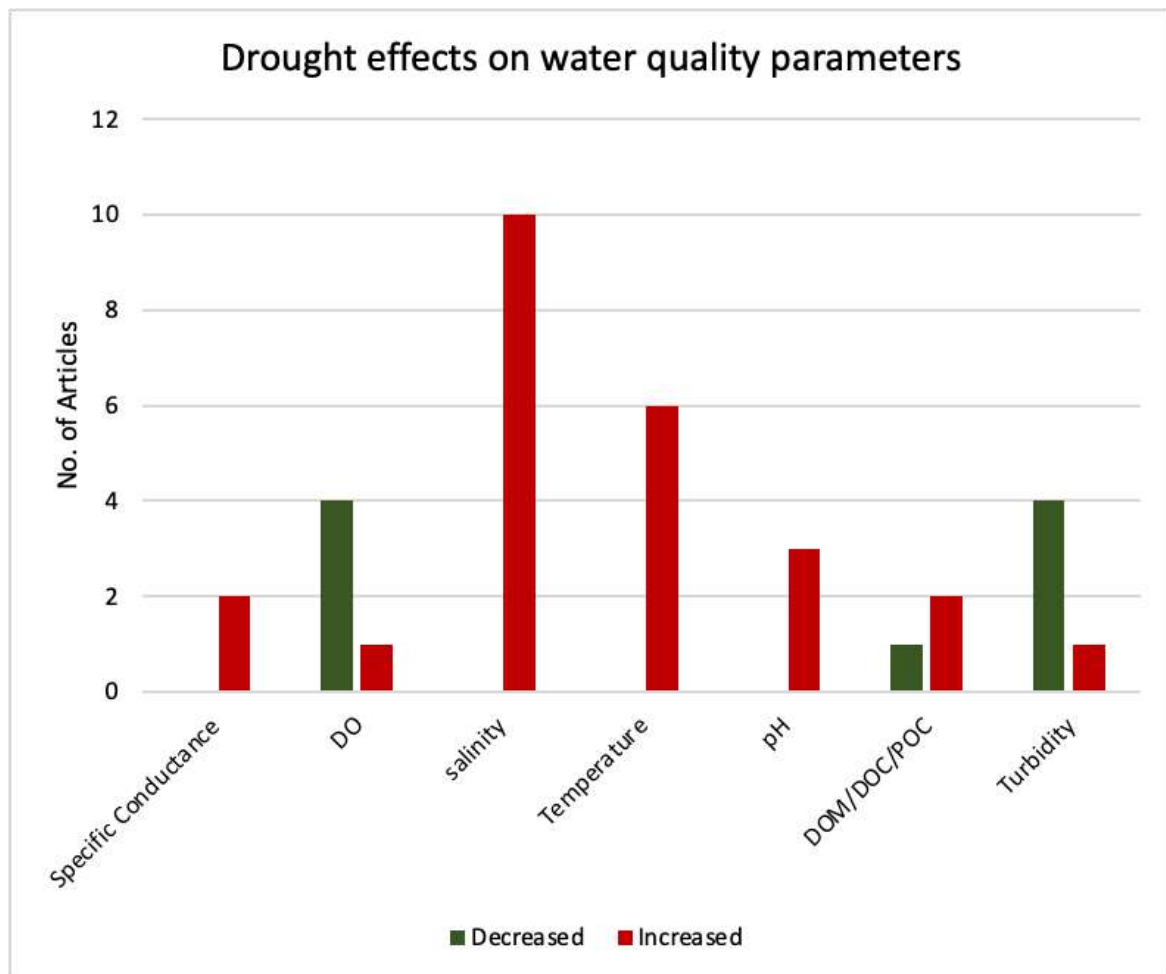


Figure 3.10. Drought induced changes to water quality parameters

Drought impact Primary productivity and upper-level impacts

The alteration of the water quality parameters mentioned previously can influence the overall transitional water ecosystem including flora and fauna ([Figure 3.11](#)). Increased productivity was reported by six studies, with different factors reported for the high productivity during drought periods, including low turbidity and high temperature ([Lehman et al., 2013, 2017](#)), high temperature and nutrient concentration ([Scanes et al., 2020](#)), and longer residence time ([Lehman et al., 2017](#); [Paerl et al., 2010](#)). On the other hand, four studies reported a decrease in primary productivity mainly due to reduced nutrient concentration ([Auricht et al., 2018](#); [Clark et al., 2022](#); [Harding et al., 2015](#); [Wetz](#)

[et al., 2011](#)). Studies also indicated alteration of phytoplankton composition and HAB during drought periods. **Increased HAB** (specifically microcystin) was reported to be associated with low turbidity, high temperature, landward salt intrusion, and low nutrient concentration (but sufficient for *Microcystis* growth), as well as long residence time ([Lehman et al., 2013](#), [2017](#), [2018](#)). Similarly, change in phytoplankton composition can be related to reduced concentration of nutrients (leading to dominance of species that outcompete under low concentration), high temperature and salinity, as well as longer residence time (e.g., [Gordon et al., 2016](#); [Harding et al., 2015](#); [Paerl et al., 2010](#)). Significant **shifts in trophic status** (from benthic to pelagic) with delayed recovery were also reported by [Scanes et al. \(2020\)](#) which led to the loss of macrophytes and seagrasses. This is mainly due to reduced lagoon water level leading to suspension of shallow sediment, and increased nutrient concentration, which favored phytoplankton productivity. Moreover, **increased fish mortality** due to both limited food availability (zooplankton) and hypoxia conditions during drought periods were reported by [Wetz et al. \(2011\)](#).

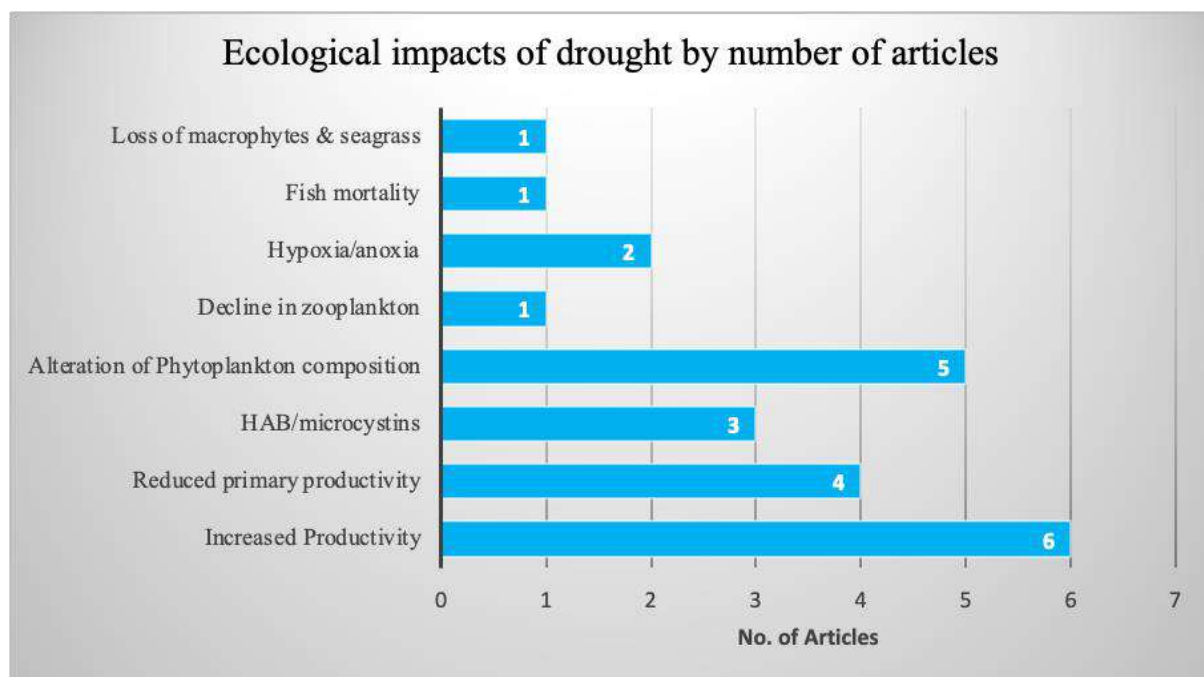


Figure 3.11. Drought impacts on primary productivity and higher trophic level reported in the reviewed studies

3.3.4. Impacts of sea level rise, storm surge, tidal flooding, strong wind, wildfire, sea surface temperature, and cold events

Although most studies identified in this review were focused on flooding and drought, the impacts of other climate-related hazards on water quality were also identified in the selected publications, (**Figure 3.12**). Those includes storm surge ([Angelats et al., 2022](#); [Anglès et al., 2015](#); [Davis et al., 2018](#)), tidal flooding ([Macías-Tapia et al., 2021](#); [Mulholland et al., 2022](#); [Uncles et al., 2018](#)), wind speed ([Schaffelke et al., 2012](#); [Uncles et al., 2018](#)), sea level rise induced flooding ([Izaditame et al., 2022](#)), changes in sea surface temperature (SST; [Sánchez-Arcilla et al., 2011](#)), wildfire ([Bracewell et al., 2023](#); [Cira et al., 2022](#); [Davis et al., 2018](#)) and cold events ([Davis et al., 2018](#)) (**Table SM2.3**).

Evidence shows that tidal influence on the hydrodynamic and morphodynamic processes of transitional waters can lead to the alteration of water quality. For instance, **spring tides** have been reported to result in **increased turbidity, and strong estuarine turbidity maxima** (ETM; [Uncles et al., 2018](#)). In addition, the same authors reported increased salinity (upstream salinity intrusion), and reduced DO and Chl-a concentration during large tides. With respect to nutrient concentration, a significant increase in DIN concentration, exceeding environmental standards, due to tidal flooding has been reported in the Lafayette River estuary ([Macías-Tapia et al., 2021](#); [Mulholland et al., 2022](#)). Moreover, they reported a significant increase of fecal indicator bacteria (FIB, such as Enterococcus) in response to tidal flooding. This occurs during high tides, inundating low-lying coastal and urban areas which washes debris, nutrients, and contaminants back to the transitional water as the tides recede back.

Likewise, **storm surges** can alter transitional water quality due to their influence on the hydro-morphodynamics within transitional waters, inundation of low-lying coastal areas as well as transport of marine sediments with high concentration of pollutants. [Davis et al. \(2018\)](#) reported increased TP in response to storm surge which transported marine-derived carbonate sediment with high TP. Such nutrient enrichment can affect nutrient balance in transitional waters (e.g., N:P ratio) and primary productivity. For example, increased Chl-a concentration ([Angelats et al., 2022](#)), and phytoplankton productivity ([Anglès et al., 2015](#)) in response to storm surges were found in different transitional waters. Changes in the composition of phytoplankton with increased proportion of diatoms in response to storm surge, compared to freshwater discharge, were also reported by [Anglès et al. \(2015\)](#). This could be related to the type of nutrients supplied influencing the proportion of nutrients species which favors different phytoplankton species. Another study by [Izaditame et al. \(2022\)](#) reported the **release of nutrients and contaminants** from coastal sediments due to sea level rise

induced flooding. Specifically, based on laboratory experiments, the authors found an increase in the concentration of NO_3 and Arsenic due to sea level rise induced flooding under different values of shear stress.

Studies also suggest that transitional water quality can be altered by various hazards derived from climate change, either directly or indirectly. These include variation in wind regime, SST, cold events and wildfire. Variations in wind regime can influence the hydrodynamic mixing, wave height, and wave energy, which can have implications on water quality parameters such as the turbidity, temperature, DO and Chl-a concentrations. Strong flood tide wind was reported to cause high turbidity, strong ETM, low DO and low river mouth salinity ([Uncles et al., 2018](#)). In addition, the influence of wind on the hydrodynamics can lead to sediment suspension and increased concentration of nutrients and pollutants. Suspension and increased concentration of nutrients, with consequent increase in Chl-a concentrations, was also reported following compound peak discharge and strong wind events ([Schaffelke et al., 2012](#)).

With global warming, increased SST is one of the pressures that presents a threat to transitional water quality. Increased SST, leading to high water temperature in transitional environments, could reduce solubility of oxygen which diminishes the availability of DO leading to hypoxia and anoxia conditions. The relationship between temperature and water quality has been described as an inverse linear relationship by [Sánchez-Arcilla et al. \(2011\)](#) due to the impact of temperature on DO. Based on this relationship, the authors reported deterioration of water quality under future scenarios as a result of projected increase in SST in the Mediterranean region. Another factor mentioned in the literature is the impact of cold events on water quality. In this respect, [Davis et al. \(2018\)](#) found increased concentration of nutrients (both TN and TP) in coastal wetland and estuary in response to a cold event. According to the authors, this pattern was attributed to senesced litter, fauna mortality and decay. Besides, under low water temperature during cold events, reduced primary productivity and nutrient uptake could result in the accumulation of nutrients.

Moreover, climate change could influence the occurrence of other hazards, such as wildfires, indirectly through creating favorable weather conditions (e.g., reduced precipitation, shift in wind regimes, reduced humidity, increased temperature, and increased aridity in general; [Abatzoglou & Williams, 2016](#); [Cira et al., 2022](#)). Wildfires can, in turn, increase the susceptibility of catchments to erosion by removing vegetation cover ([Evelpidou et al., 2022](#)). Hence, increased erosion during postfire precipitation events can lead to the alteration of transitional water quality through increased discharge of sediment, nutrient and other contaminants. For example, an increase in plume extent

and intensity, as well as in the concentration of FIB (enterococcus, coliform) in coastal waters, resulting from postfire increased runoff, was reported in southern California, USA ([Cira et al., 2022](#)). Another study from Australia reported increased TN, TP, TOC, Copper (CU), and pyrogenic carbon (py-C) in estuaries with burnt catchment ([Bracewell et al., 2023](#)). The authors also reported changes in sediment microbial composition (eukaryotic and bacterial community structure) associated with the increased nutrients, py-C and CU from postfire runoff. Moreover, an increase in the concentration of TP during the postfire rainy season was reported by [Davis et al. \(2018\)](#).

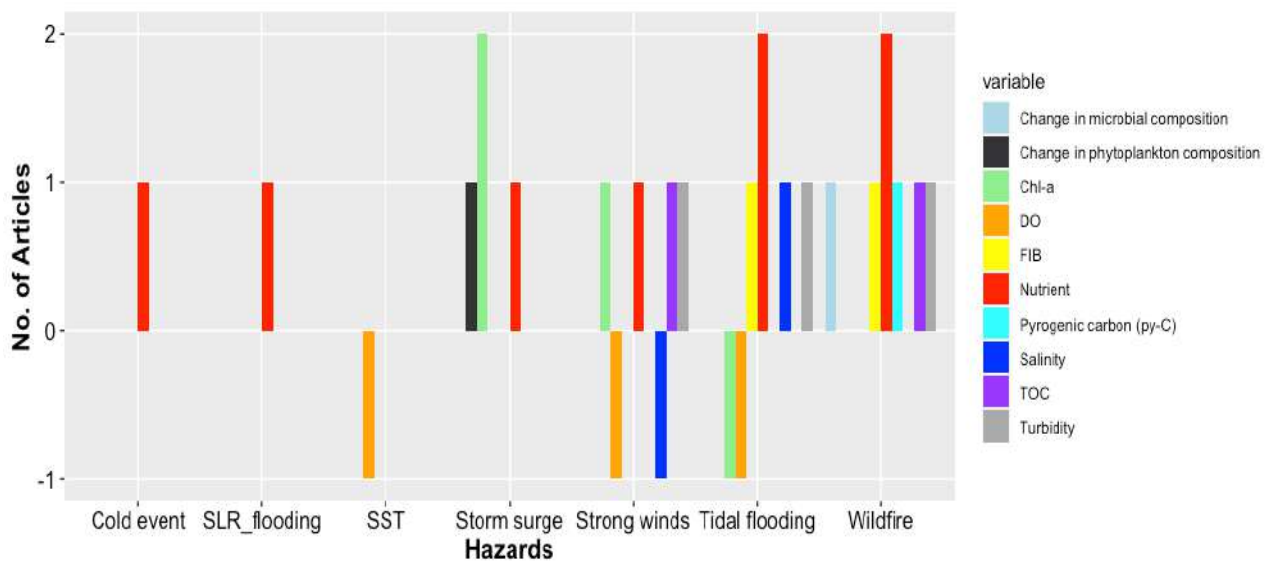


Figure 3.12. Changes in water quality parameters due to different hazards as reported in the reviewed studies (*upward bars represents number of studies reporting a rising pattern in the parameter, while downward bars indicate number of studies reporting decrease in the parameter*)

3.4. Conceptual framework on climate change multi-hazard impacts on transitional water quality

As discussed in the previous sections, transitional waters are prone to multiple **land, sea, and atmospheric hazards** recurrently affecting these areas, which lead to alterations in the water quality and ecological status. The systematic review showed that a wide range of climate change hazards can influence transitional water quality, either directly or indirectly, with subsequent cascading effects on upper trophic levels. The **cause-effect relationship** between these multiple hazards, water quality parameters and the consequent higher trophic level impacts can be described by means of a conceptual framework. Such frameworks represent useful tools to collate, visualize, understand

and explain the environmental issues at stake, under both current or predicted situations, and how they might be solved ([Patrício et al., 2016](#)). Conceptual frameworks can be regarded as organizational charts and decision-making tools that bring together and summarize information in a standard, logical, and hierarchical manner.

Built upon several previous frameworks, the DPSIR (Driver-Pressure-States-Impacts-Responses) framework, emerged in the late 1990s ([Carr et al., 2007](#); [Kristiadi et al., 2022](#); [Patrício et al., 2016](#)), has been used as a tool for the reporting and analysis of environmental problems. It addresses the root causes of environmental issues, the connections between different environmental systems, and offers appropriate solutions ([Kristiadi et al., 2022](#)). Since its development by the European Environmental Agency ([EEA, 1999](#)), it has been widely adopted in the studies of various environmental problems. It is mainly derived from the PSR (Pressure-State-Response) framework promoted by the Organization for Economic Cooperation and Development ([OECD, 1993](#)) as a means of organizing and assessing the interactions among environmental pressures, the state of the environment and environmental responses as cause-and-effect relationships that can be represented through indicators ([Carr et al., 2007](#); [Khajuria & Ravindranath, 2012](#); [Patrício et al., 2016](#)).

The chain of causal links in the **DPSIR framework** starts with drivers (anthropogenic and natural factors) exerting pressures on the environment (mechanisms which lead to change in the state of the environment). The states refer to changes and alterations in the environmental conditions which include physical, chemical, and biological features. These changes in the state of the environment lead to impacts on the quality of ecosystems and human well being. Addressing these issues requires institutional and political efforts which are described as responses in the DPSIR framework ([Carr et al., 2007](#); [Khajuria & Ravindranath, 2012](#); [Kristensen, 2004](#); [Patrício et al., 2016](#)).

Hence, the relationships between climate change and transitional water quality can be conceptualized following the DPSIR framework starting with climate change as the main **driver** leading to various land-sea, and atmospheric hazards (**pressures**), affecting transitional water quality in terms of physical, chemical and biological conditions (**states**). These changes in the state of water quality parameters are associated with consequent effects on productivity, habitat conditions and trophic state in general, which are considered as the **impacts** in this application of the DPSIR framework. The **response** measures, targeted towards the different elements of the DPSIR framework, may include research, monitoring, as well as implementation of adaptation and management strategies.

The application of the DPSIR framework to climate change multi-hazard impacts on transitional water quality, as emerged from the performed review, is shown in [Figure 3.13](#). In particular, the colors of boxes indicate the level of evidence based on the number of studies reporting on each hazard and/or water quality parameter. Flood and drought were the most investigated hazards with respect to their impacts on transitional water quality. This may suggest that flood and drought could be the main climate-related hazards that affect transitional water quality. On the other hand, this may also imply that more attention is being given by the research community to these hazards, even though there are other drivers of changes in water quality which have been scarcely studied. Similarly, changes in salinity, nutrients and Chl-a concentration were the most frequently reported alterations of water quality in response to various climate change hazards. Consequently, changes in primary productivity and composition of phytoplankton were the most reported cascade impacts. This may indicate that these parameters are prone to alterations due to climate change induced hazards, and thus require special attention.

With respect to the relationships between hazards and water quality parameters, the arrow size (thickness of the lines) reflects the **level of evidence** in terms of the number of studies reporting on that specific connection, while their colors align with the color of the box of origin ([Figure 3.13](#)). The most frequently observed relationships were flood-induced changes in salinity and nutrient concentrations, followed by flood impacts on turbidity and Chl-a, as well as drought-induced alterations in salinity, nutrient and Chl-a concentrations. Moreover, variation in primary productivity and phytoplankton composition, as a consequence of change in nutrient concentration, was one of the frequently reported relationships. The changes in water quality parameters are also associated with subsequent impacts on ecosystem quality and higher trophic.

In general, the systematic review showed that different land-sea and atmospheric hazards can influence water quality. Besides, the interaction of land and marine hazards at the land-sea interface could also amplify the impacts of these hazards, resulting in a cumulative impact greater than the sum of individual impacts. Hence, consideration of these multi-hazards scenarios is essential accounting for the interaction processes and their impacts on the hydrodynamics and morphodynamics of transitional waters, as well as water quality. In addition to the interaction among multiple hazards, the interactions among water quality parameters requires a particular attention. Changes to water quality parameters due to climate change hazard can alter the state of other parameters. For instance, increased concentration of OM can influence BOD which in turn affect DO; or changes in temperature and salinity may affect DO concentration, as depicted in [Figure 3.13](#). In this setting, the evaluation of the interactions among multiple hazards and multiple water quality

indicators allows to capture key processes into the picture of **complex systems behavior**, which determine in concert the water quality and the overall ecological state of transitional waters.

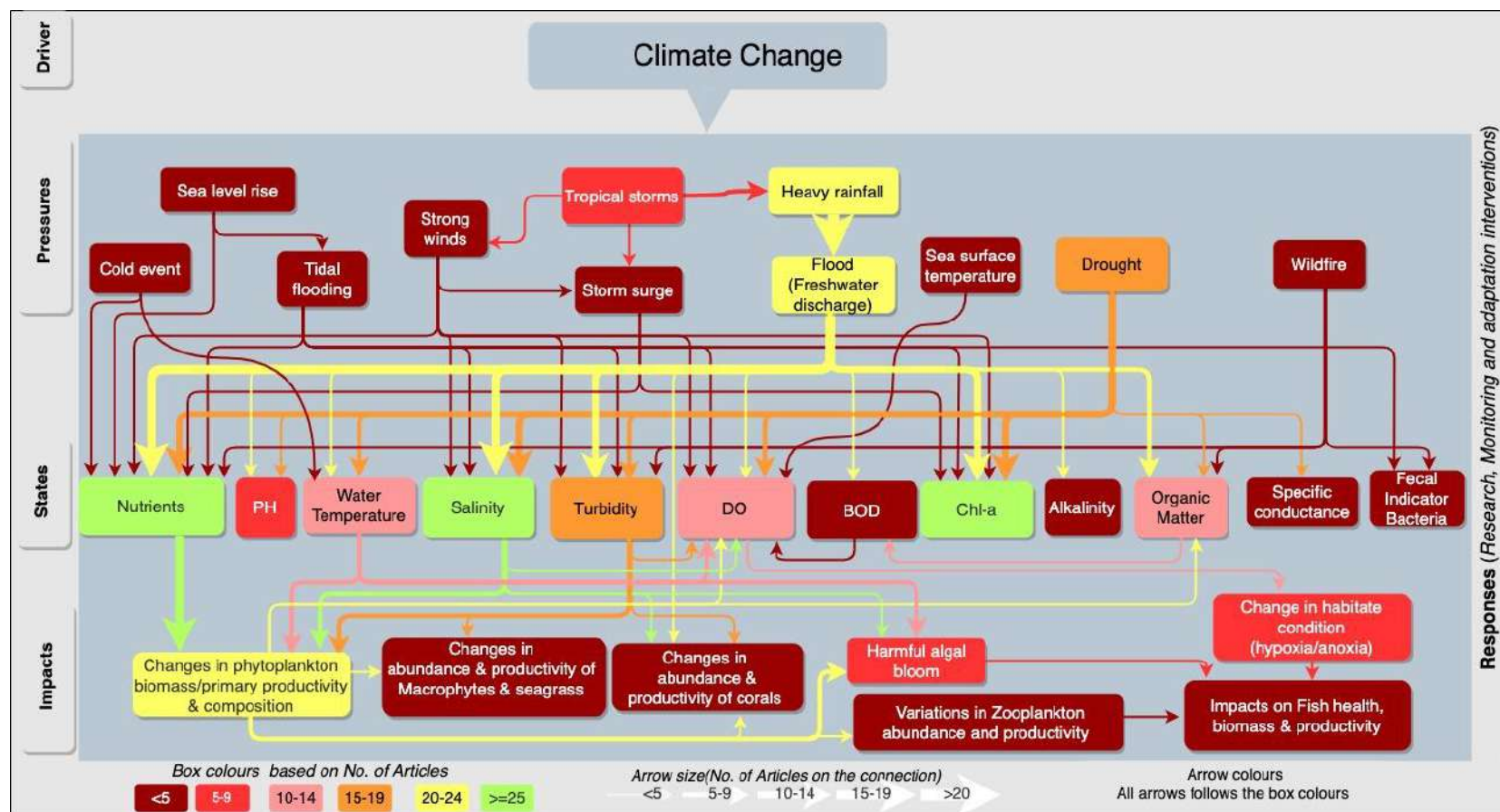


Figure 3.13. DPSIR framework: application to climate change multi-hazard impacts on transitional water quality

4. Evaluating climate change impacts on water quality in the Venice Lagoon: A multi-parameter approach

The main objective of this study is to evaluate the impacts of climate change on the ecological status and aquatic life in the Venice Lagoon. In particular, spatio-temporal variations of water quality in the Venice Lagoon were analyzed for the historical period (2013-2021) and future scenarios (2049 and 2099, RCP 8.5), aiming to identify hot spots of environmental degradation under climate change impacts. The assessment applies a screening approach using a multi-parameter water quality index with frequently monitored physico-chemical parameters, allowing extensive water quality data to be integrated into a single index. This approach facilitates the interpretation of complex water quality information to decision-makers and end-users. Results of this analysis provide information on the variation of the water quality in space and time, as well as on the factors contributing to quality degradation, which can eventually support decision-makers to assess environmental and climate risks, and prioritize actions to protect water quality and aquatic life under climate change.

Within this Chapter, an introduction of the multi-parameter approach is presented in [Section 4.1](#), the methodology on the application of the water quality index in the Venice Lagoon is reported in [Section 4.2](#), the results and discussions on the water quality of the Venice Lagoon for ecological status and aquatic life are shown in [Section 4.3](#).

4.1. Introduction

4.1.1. Ecological status and aquatic life in transitional waters under climate change impacts

To protect, conserve, and improve sustainable use of waters to maintain good ecological status, the Water Framework Directive (2000/60/CE) establishes the legislative requirements for European water bodies, including inland, transitional, and coastal waters. The classification of ecological status of water bodies is based on biological quality elements, which are supported by the quality status of the hydro-morphological and physicochemical elements ([EU, 2000](#)). The trophic status of transitional waters is a crucial ecological issue, which has significant consequences for environmental

management ([Newton et al., 2014](#)). Nutrient levels are integrated into the assessment of the evolution of the trophic states. Nitrogen (N) and phosphorus (P) are the principal nutrients generating eutrophication issues in lagoons ([Vollenweider, 1992](#)). The N load delivered to coastal zones is considered to be the primary source of macroalgal blooms, oxygen depletion, and ecosystem disturbances ([Valiela et al., 1997](#); [Howarth and Marino, 2006](#)).

Transitional waters are important for delivering ecosystem services, which include both ecological and socioeconomic aspects. They are highly productive and host a variety of flora and fauna. Additionally, they also offer enormous potential for residential, tourism, aquaculture, and recreational activities ([ME Assessment, 2005](#)). A long list of transitional ecosystems has been designated as National Parks, Ramsar sites, Natura 2000 sites and Special Bird Habitats ([Newton et al., 2014](#)). The Venice Lagoon - the largest lagoon in the Mediterranean Sea - is designated as Special Protection Area, meanwhile, the northern and central-southern lagoonal areas are recognized as Sites of Community Importance ([Habitats Directive 92/43/CEE, 1992](#)). The environmental complexity of the Venice Lagoon, which is expressed spatially by the presence of a network of interconnected habitats, supports the diversity of fish species, such as structuring the resident assemblage or serving as a nursery for marine migrant species ([Franzoi et al., 2010](#)).

Aphanius fasciatus is the most abundant Cyprinodontid fish indigenous to Mediterranean shallow waters, inhabiting lagoons, salt marshes, shallow brackish waterways, and occasionally freshwaters ([Wildekamp, 1993](#)). *A. fasciatus*, recognized as an inhabitant of the Venice Lagoon, is widely distributed in mudflats and tidal creek areas ([Franzoi et al., 2010](#)). The Mediterranean priority habitat 1150* "Coastal lagoons" and the Habitat Directive (92/43/EEC) list this species as the fish species of community interest. It is one of the target species for various Italian initiatives, co-funded by the European LIFE programs, and represents a good conservation status in the lagoon. Despite having no commercial value, this species is significant from the conservational perspective ([Facca, 2020](#)).

Transitional environments are also important shellfish farming locations ([ME Assessment, 2005](#)). The Manila clam (*Ruditapes philippinarum*, Adams & Reeve 1850) is the dominant shellfish species produced in Europe and one of the most economically significant farmed bivalves. In 2020, Italy supplied 96% of the production in Europe. This species was introduced in the Venice Lagoon in 1983 for experimental purposes, and gradually colonized wide areas of the lagoon ([Paesanti and Pellizzato, 2000](#)). By the end of the 1990s, annual Manila clam production in the Venice Lagoon peaked at about 64.000 tons, which accounted for 60% of Italian production ([Pellizzato and Da Ros, 2005](#)). It has since become one of the most important economic activities in the Venice Lagoon.

Despite the beneficial ecological services offered, transitional waters are susceptible to environmental and climatic changes ([Newton et al., 2014](#)). With shallow geomorphological characteristics and a location at the land-sea interface, they are prone to combined changes in the atmosphere, oceans, and land surface, such as sea level rise, extreme temperatures, floods, droughts, and alterations in sediment dynamics ([Harley et al., 2006](#) ; [Newton et al., 2012](#)). Climate change poses a threat to water quality and the associated ecosystem services in transitional environments. By changing the rain regime and, consequently, riverine inputs and run-off from drainage basins, climate change potentially alters the tropho-dynamics of transitional waters ([Scavia et al., 2002](#)). The distribution, abundance, and structure of phytoplankton communities, as well as their phenology and productivity, are altering in response to warming and stratifying waters ([Lassen et al., 2010](#) ; [Weisse et al., 2016](#)). Moreover, other anthropogenic disturbances, which interact with climate changes, may also exacerbate the impacts on the ecological status and aquatic life in transitional ecosystems ([Liu and Chan, 2016](#) ; [Pesce et al., 2018](#)).

4.1.2. Water Quality Index approach and CCMEWQI

The management of water quality demands the gathering and examination of extensive data on water quality, which can be challenging to assess and synthesize. The Water Quality Index (WQI) approach is one of the tools created to statistically evaluate water quality ([Stoner, 1978](#)). In this approach, large datasets of spatially and temporally varying water quality variables are analyzed and integrated in the form of a single value - the WQI, which represents the overall quality of a water body. It converts complicated water quality datasets into a single, simple-to-understand value, which makes it more appealing to managers and non-expert groups while simplifying the communication of results ([Stoner, 1978](#)). Even though WQIs models have only been created in the last 50 years, they have been used to classify water quality since the mid-1800s ([Abbasi and Abbasi, 2012](#)). WQI models have been applied to various types of water bodies (e.g., freshwater, groundwater, coastal and transitional water, etc.) around the majority of the globe ([Uddin, 2021](#)). To date, more than 35 WQI models have been introduced to assess surface water quality globally ([Abbasi and Abbasi, 2012](#), [Dadollahi-Sohrabet al., 2012](#), [Kannelet al., 2007](#), [Stoner, 1978](#)). Among these, the WQI developed by the Canadian Council of Ministers of the Environment – CCMEWQI ([Neary et al., 2001](#)), is one of the most popular indices applied worldwide for surface and groundwater quality assessment ([Uddin, 2021](#)).

Unlike most of the WQI, which are usually developed based on site-specific guidelines for a particular region, the CCMEWQI is a generic index, which can be tailored to the assessment's unique

requirements. According to data availability and the characteristics of the region to be investigated, water variables composing the index can be selected relevant to specific sites and the thresholds are fixed according to various water quality objectives. The CCMEWQI has been widely applied for assessing the quality of transitional waters for different water quality objectives, i.e., aquaculture, domestic use, aquatic life, wastewater standards, etc. ([Hamill, 2011](#), [Ferreira et al., 2011](#), [Miyittah et al., 2020](#), [Guasmi et al., 2021](#)). The index was applied for the Waituna Lagoon (New Zealand) for the period 2005-2010 with six variables, i.e., temperature, pH, total ammonia, chlorophyll a, dissolved oxygen, and Secchi depth according to the Water Plan standards ([Hamill, 2011](#)). In Brazil, [Ferreira et al., 2011](#) integrated 18 physical, chemical, and biological water quality variables to the CCMEWQI to compare water quality between the lagoon and coastal environment for marine shrimp culture. The recommended values for these variables for marine shrimp were set according to literature reviews. [Miyittah et al., 2020](#) used the CCMEWQI to assess the water quality status of the Aby Lagoon System (Ghana). Six water quality variables, i.e., temperature, pH, turbidity, dissolved oxygen, electrical conductivity, nitrates, and phosphate, were integrated in the index based on the target water quality range as recommended by the Water Resources Commission of Ghana for domestic use and protection of aquatic life. [Guasmi et al., 2021](#) assessed the water quality of two Algeria lagoons for irrigation use according to Algerian standards and for discharged wastewater from a treatment plant and for aquatic life according to WHO standard values. CCMEWQI was used for these applications integrating monitored physical and chemical water quality variables between 2016 and 2019, i.e., pH, temperature, electrical conductivity, salinity, dissolved oxygen, suspended solids, biochemical and chemical oxygen demands, nitrites, nitrates, ammonium, and phosphates.

4.2. Development and application of the CCMEWQI in the Venice Lagoon

4.2.1. Data collection

The assessment of water quality for ecological status and aquatic life in the Venice Lagoon based on the CCMEWQI was conducted temporally (interannual and seasonal) and spatially (entire lagoon and water bodies levels). In this study, **12 water bodies** (excluding VLCS and CS) were considered for the spatial analysis based on data availability for both historical and future periods ([Figure 2.1](#)). The impacts of climate change on the ecological status and tolerance of aquatic species in the Venice Lagoon were analyzed spatiotemporally by comparing the changes in CCMEWQI scores between the past and the medium-/long-term future.

Water quality data for the calculation of CCMEWQI for the historical period and the future scenarios are based on observation and modeling, respectively. In particular, **for the historical period (2013-2021)**, data were retrieved from the OpenData portal² of the Veneto Regional Agency for Environmental Prevention and Protection (ARPAV) according to the Monitoring plan of the water bodies of the Venice Lagoon pursuant to Directive 2000/60/EC aimed at defining the ecological status (Decree Legislative no. 152/2006). For the selected parameters, data were collected seasonally at 29 monitoring points over 12 investigated water bodies (red triangles in [Figure 2.1](#)). The data collection and analyses techniques, as applied by ARPAV, are detailed in the periodic reports on the ecological status of the Venice Lagoon³. Within the historical period, for the entire lagoon, 116 samples/year (29 samples/season) were collected over the 9 years of the analysis. Thus, in total, 1044 samples covering 4 seasons were considered as inputs for water quality analysis in the past.

As far as future scenarios are concerned, data from the SHYFEM-BFM finite element biogeochemical model, developed by the National Institute of Oceanography and Experimental Geophysics (OGS), were retrieved. More specifically, the model simulated water quality parameters for the medium-term (2049) and long-term future (2099) under the **RCP 8.5** scenario. The operation of the MOSE system was not considered in the simulation. The data were reproduced at a daily resolution within an irregular grid composed of 6017 nodes and 10417 elements, with the spatial domain delimited by the lagoon boundary line. The climate forces were obtained from the climatic simulations produced with COSMO_CLM ([Bucchignani et al., 2016](#), [Zollo et al. 2016](#)). The sea level boundary was calculated by applying a trend with a linear increase in the level between 2019 and 2100, with an increase of 0.71 m and 1 m in 2100 for the median (50th percentile) and extreme (95th percentile) values ([Zanchettin et al., 2021](#)). Moreover, the model was applied by simulating a decrease in river load, following the trend of the precipitation regime (Venezia2020 Project, 2022). To allow for coherence in the application of the CCMEWQI under both historical and future scenarios, data from the SHYFEM-BFM simulations were provided for the 15 points overlaying 12 water bodies (green triangle; [Figure 2.1](#)). Daily data for each year in the future scenarios were sampled to 1044 samples, covering 4 seasons across the entire lagoon, which were consistent with the historical calculation.

² <https://www.arpa.veneto.it/dati-ambientali/open-data/idrosfera/acque-di-transizione/acque-di-transizione-laguna-di-venezia-monitoraggio-ecologico>

³ <https://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/mare-e-lagune/rapporti-acque-lagunari>

4.2.2. Index formulation

The CCMEWQI combines 3 factors, i.e., $F1$ (scope), $F2$ (frequency), and $F3$ (amplitude), to a single index according to Eq. 1. $F1$ represents the extent of variables' non-compliance over the time of interest at least once (Eq. 2). $F2$ is the frequency of tests not meeting thresholds in a given period ('failed tests'; Eq. 3). $F3$ represents the amount by which failed test values do not meet their objectives (Eq. 4). The index value ranges between 0 and 100, indicating poor to excellent water quality, respectively ([Table 4.1](#)). The CCMEWQI is then calculated as:

$$CCMEWQI = 100 - \frac{\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}}{1.732} \quad (\text{Eq. 1})$$

Where:

$$F1 = \frac{\text{No.of failed variables}}{\text{No.of total variables}} \times 100 \quad (\text{Eq. 2})$$

$$F2 = \frac{\text{No.of failed tests}}{\text{No.of total tests}} \times 100 \quad (\text{Eq. 3})$$

$$F3 = \frac{nse}{0.001nse + 0.01} \quad (\text{Eq. 4})$$

Where:

$$nse = \frac{\sum_{i=1}^n \text{excursion}(i)}{\text{no.of tests}}$$

$$\text{excursion}(i) = \left(\frac{\text{FailedTestValue}(i)}{\text{Objective}(j)} \right) - 1 \quad (\text{When the test value must not exceed the objective})$$

Or

$$\text{excursion}(i) = \left(\frac{\text{Objective}(j)}{\text{FailedTestValue}(i)} \right) - 1 \quad (\text{When the test value must not fall below the objective})$$

Table 4.1. Classification of water quality from CCMEWQI scores

CCMEWQI score	Water quality classification
---------------	------------------------------

0 – 45	Poor
45 – 65	Marginal
65 – 80	Fair
80 – 95	Good
95 – 100	Excellent

4.2.3. Water quality objectives and thresholds definition

The objective of the **CCMEWQI** application is to evaluate water quality against standards and thresholds for **good ecological status and aquatic life**. Within the Venice lagoon case study, **for ecological status**, the objective is set based on the Water Framework Directive (2000/60/CE), which has been applied in Italy with national normative on environmental matters (D.Lgs. 152/2006) and the technical criteria for the classification of the status of surface water bodies (D.M. 260/2010). **For aquatic life**, the application focuses on molluscs and fish fauna, i.e., *Ruditapes philippinarum* (*Malina clam*) and *Aphanius fasciatus* (*Killifish*). As introduced in Section 4.1.1, they are selected as representatives species for aquaculture and conservation activities in the Venice Lagoon. The tolerance ranges of these species for thermal, saline, and oxygen conditions in the water column were set as thresholds for the assessment, which are based on the ranges documented in the literature. It is worth mentioning that both selected species are strongly tolerant to environmental changes with wide ranges of temperature, salinity and dissolved oxygen ([Toba & Miyama, 1992](#); [ISPRA, 2011](#); [Paesanti & Pellizzato, 2000](#); [Ponti et. al, 2017](#); [Leonardos, 1996](#)).

Within this assessment, 5 water quality parameters are considered to compose the CCMEWQI, i.e. temperature (T), salinity (S), dissolved oxygen (DO), dissolved inorganic nitrogen (DIN), and reactive phosphorus (P-PO₄). The selection was done based on the contribution of these physio-chemical parameters to the ecological status and aquatic life, as well as based on data availability over the historical period and future scenarios. The thresholds identified for each parameter are shown in [Table 4.2](#). For nutrients, the thresholds are differentiated between the polyline (PC1, PC2, PC3, PC4, PNC1, PNC2) and the euryhaline (EC, ENC1, ENC2, ENC3, ENC4, VLN) water bodies, as specified in the D.M. 260/2010. In total, 8 variables were considered for the formulation of the CCMEWQI as follow: temperature, salinity, and DO for tolerance of Manila clam and Killifish (T_{clam}, S_{clam}, DO_{clam}, T_{fish}, S_{fish}, DO_{fish}, respectively) and nutrients (DIN and PO₄).

Table 4.2. Thresholds of water quality targets for good ecological status and aquatic life

Water quality parameters	<i>Ruditapes philippinarum</i> (manila clam)	<i>Aphanius fasciatus</i> (Killifish)
Temperature (°C)	10 – 27 ^a	4 – 40 ^d
Salinity (PSU)	12 – 38 ^b	10 – 80 ^d
DO (mg/l)	≥ 3.5 ^c	≥ 1 ^f
DIN (mg/l) ^f	• Polihaline water bodies (Salinity < 30 PSU) : ≥ 0.42 • Euryhaline water bodies (Salinity > 30 PSU) : ≥ 0.253	
P-PO ₄ (mg/l) ^f	• Polihaline water bodies (Salinity < 30 PSU) : Not defined • Euryhaline water bodies (Salinity > 30 PSU) : ≥ 0.015	

^aToba & Miyama (1992), [ISPRA \(2011\)](#) ; ^bD.Lgs 152/2006 ; ^c[Paesanti and Pellizzato \(2000\)](#), [Ponti et. al \(2017\)](#) ; ^d[Leonardos, 1996](#) ; ^fD.M. 260/2010

4.3. Water Quality for ecological status and aquatic life in the Venice Lagoon

4.3.1. Water quality trends

The trends of water quality parameters for the three investigated periods (baseline, medium-term, and long-term futures) are shown in the box and whisker plots⁴ in [Figure 4.3](#). In comparison to the historical period (2013–2021), water quality seems to degrade in the years 2049 and 2099 under the scenario RCP 8.5, with a rise in temperature, salinity, DIN concentration, and a decline in DO and PO₄ concentration. The **temperature** is expected to rise by 2.5°C in 2049 and as high as 5.6°C in 2099. In the future, all seasons are expected to be warmer. The temperature rises gradually towards 2049 and then elevates rapidly towards 2099, notably in the summer and autumn, with increases of up to 6.4°C and 7.8°C, respectively, with a maximum summer water temperature of up to 39.0°C in 2099. Similarly, **salinity** is expected to rise in all seasons, with an average increase of 3.4 PSU by 2049 and 4.3 PSU by 2099. Seasonally, salinity rises with a smaller magnitude by 2049 and significantly changes in 2099, especially in spring 2099, with an increase of up to 6.1 PSU. **DO** levels are expected to decrease by 2.7 mg/l in 2049 and by 3.2 mg/l in 2099. Lower DO concentrations are expected in all seasons, particularly in winter, with a seasonal average decline of 3.9 mg/l and 4.3 mg/l in 2049 and 2099, respectively. In terms of nutrients, the **DIN** concentration is rising while the

⁴ representing the median (the line), average (the x), the 25th and 75th percentiles (the lower and upper hinges) and the interval within 1.5- fold the interquartile range (the lower and upper whiskers).

PO₄ concentration is falling. In comparison to 2049, nutrient concentrations are generally lower in 2099. It is anticipated that in 2049, the average concentration of DIN will rise by 0.067 mg/l and that of PO₄ will fall by 0.004 mg/l. In 2099, the average levels of DIN and PO₄ will increase by 0.05 mg/l and decrease by 0.005 mg/l, respectively.

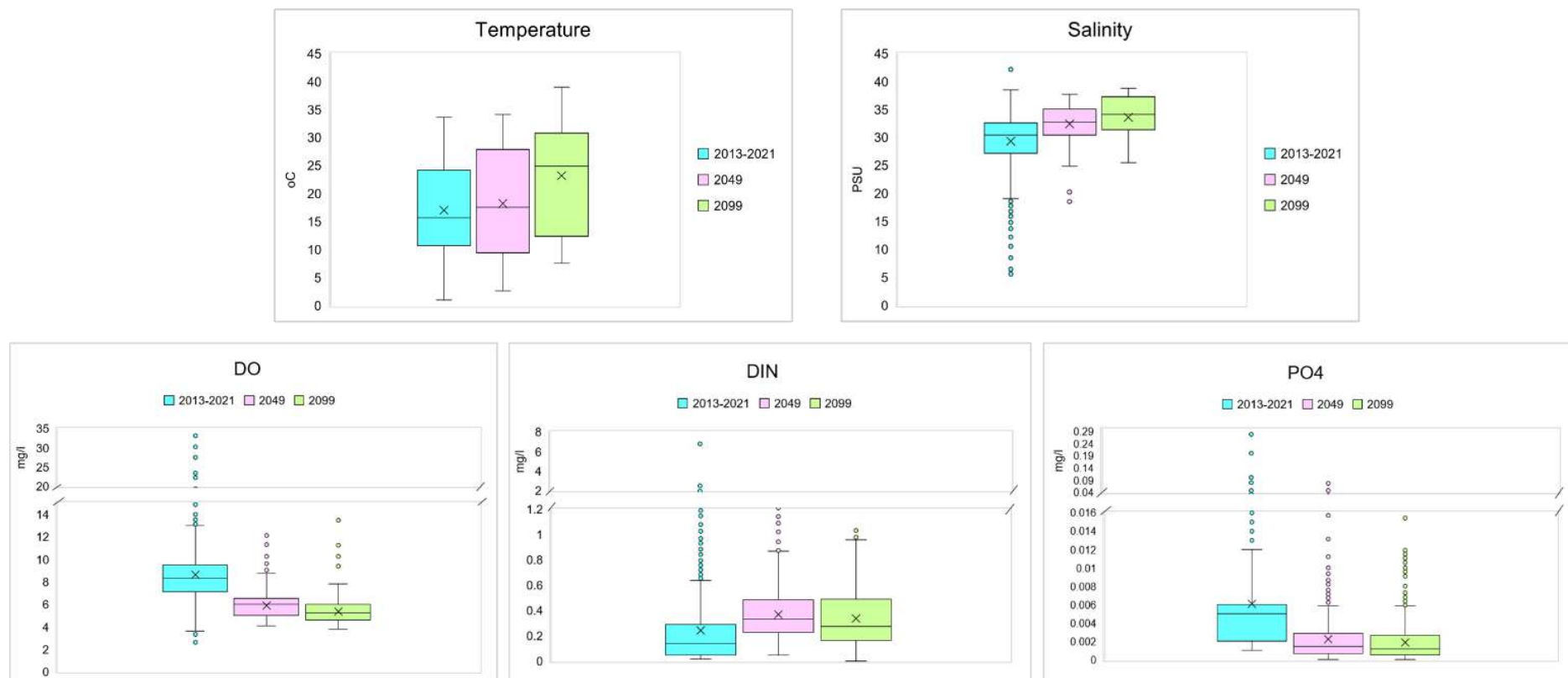


Figure 4.3. Boxplots of water quality parameters for the historical period, mid-term, and long-term future

4.3.2. CCMEWQI historical analysis (2013-2021)

For the historical period, the seasonal data collected by ARPAV including 29 monitoring points over 12 investigated water bodies of the Venice Lagoon were used (Section 4.2.1). In total, 1044 samples covering a period of 9 years (2013 – 2021) were considered for the calculation of the CCMEWQI. This section describes the historical variations of the CCMEWQI against the standards for good ecological status and tolerance thresholds of *Ruditapes philippinarum* (*Malina clam*) and *Aphanius fasciatus* (*Killifish*) as reported in [Table 4.2](#), as well as the main drivers of these changes.

Figure 4.4 shows the **interannual CCMEWQI** scores for the nine-year period using the box and whisker plot. In general, the interannual water quality of the Venice Lagoon ranged from marginal to good, with an average CCMEWQI score of 79.2 (fair) and average F1, F2, and F3 values of 35.0, 7.1, and 4.0, respectively. Temperature and DIN were the most problematic variables, whereas salinity, DO, and PO4 were among the least concerning ones. With the exception of DO_{fish}, every parameter failed to achieve the water quality objectives at least once in the historical period, whereas T_{clam} and DIN failed by up to 29.1% and 20.8%, respectively ([Figure 4.4](#)).

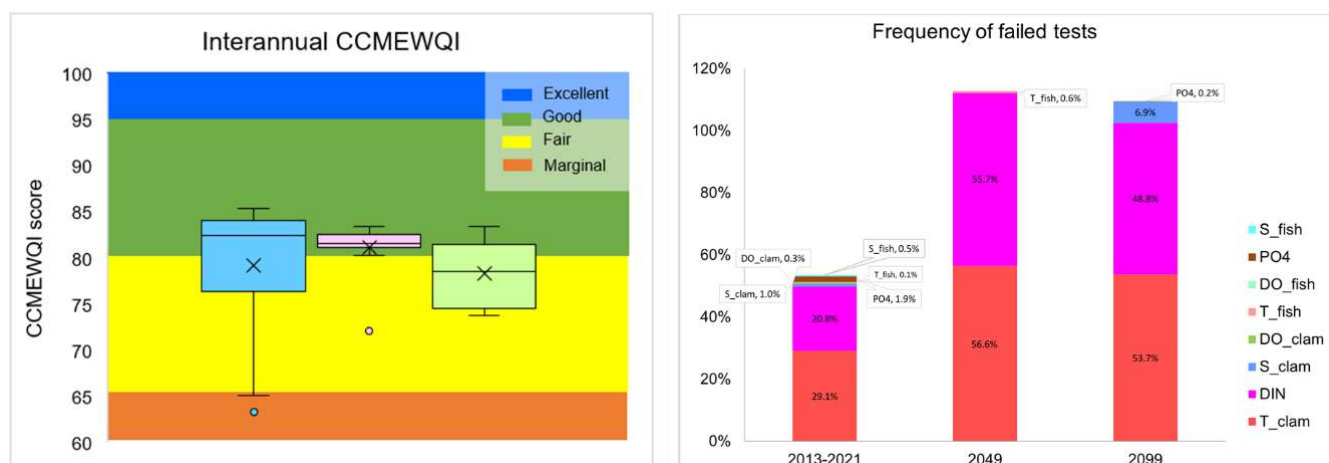


Figure 4.4. Interannual variations of CCMEWQI and its the contributing factors in the Venice Lagoon for the historical period (2013-2021), mid-term (2049) and long-term (2099) future scenarios under RCP 8.5.

The **annual average** of the CCMEWQI in the Venice Lagoon is shown in [Figure 4.5](#), along with the standard deviation among the sampling points, most of which were distributed within the good range. The highest water quality was recorded in the years 2014, 2016, and 2020, with certain sampling points reaching the excellent range. On the other side, 2013 presented the lowest water quality, with some sampling points falling into the marginal range. Tests for **T_{clam}** failed to meet the

objective (10 – 27°C) more often in the years 2015, 2017, 2018, and 2019 (more than 40%), but less frequently in the years 2014, 2016, and 2020 (less than 15%). For **T_fish**, the temperature remained good for all the years, except for 2021 with a slight failing frequency of less than 1%. **Salinity** failed about 3% in the spring and winter of 2013 and 2014 for both S_clam and S_fish, with some minor failures in the summer of 2017 and spring of 2019 for S_clam. **DO_clam** slightly failed for less than 1% in the years 2015, 2018, and 2020; while **DO_fish** met the objective for all years. On the other hand, **DIN** resists failing the thresholds over the whole period. A high frequency of failed tests in **DIN** and **PO4** was detected in the spring of 2013 and 2019.

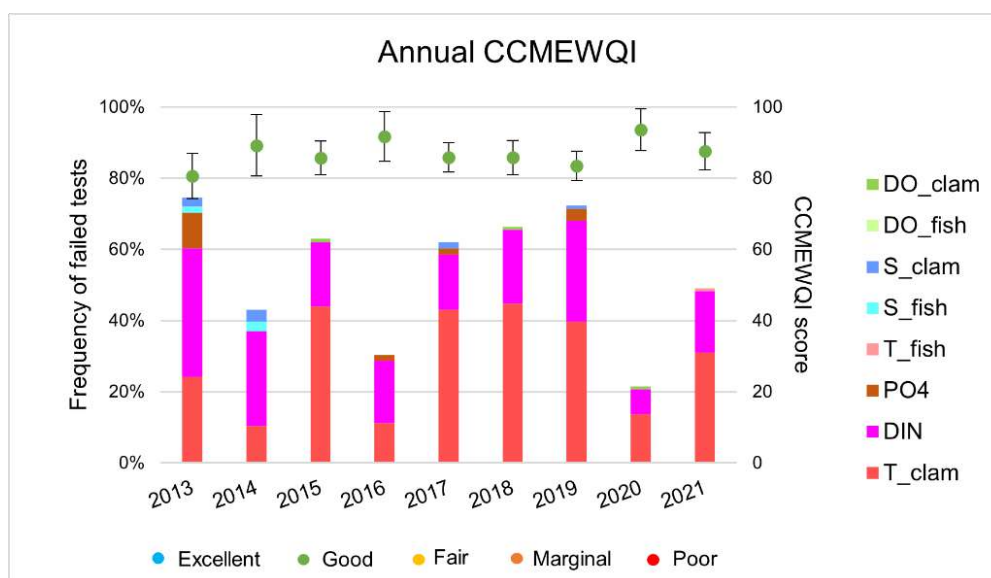


Figure 4.5. Annual variations of the CCMEWQI and its contributing factors in the Venice Lagoon for the historical period (2013-2021)

Seasonal variations of CCMEWQI scores at the lagoon level are shown in [Figure 4.6](#). With average CCMEWQI scores of 80.4 for winter, 90.5 for spring, 88.1 for summer, and 88.3 for autumn, water quality was rated as good in all seasons. The CCMEWQI scores for winter appeared to be the lowest, ranging from fair to good with some cases falling into the marginal category. As depicted in **Figure SM3.1** (in the supplement material), the CCMEWQI scores in this season decreased from the landward water bodies (PC1, PC2, PC3, PC4, PNC1, PNC2) to the seaward water bodies (EC, ENC1, ENC2, ENC3, ENC4). The greatest water quality was found in the spring, which was primarily distributed in the good range with a few variances to both excellent and fair ranges. In comparison to those in the central sub-basin, water bodies in the northern and southern sub-basins often had higher CCMEWQI scores throughout this season (**Figure SM3.1**). Summer and autumn, on the other hand, had modest spatial variability among the Venice water bodies, with the average mostly

distributed in the good range. However, in some cases, summertime water quality was marginal whereas autumn water quality might reach an excellent range.

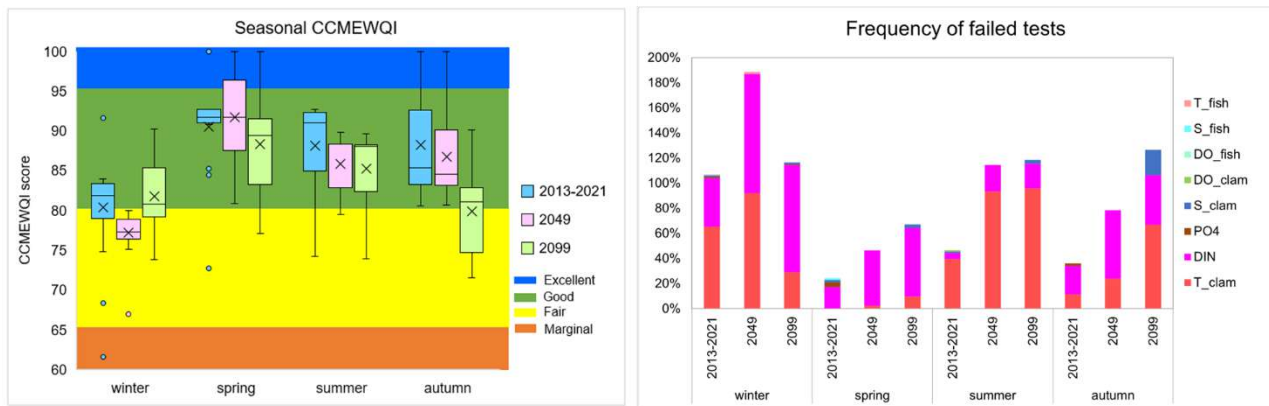


Figure 4.6 Seasonal variations of CCMEWQI and its the contributing factors in the Venice Lagoon for the historical period (2013-2021), mid-term (2049) and long-term (2099) future under scenario RCP 8.5.

For Killifish, given the wide range of tolerance thresholds to temperature (4 – 40°C), salinity (10 – 80 PSU) and DO (≥ 1 mg/l), the conditions of water quality in the historical period seem to be favorable. **For the manila clam**, temperature was the most concerning factor, where the limits (10 – 27°C) were exceeded in *summer* and *winter* up to c.a. 65.5% and 39.5% of the seasonal tests, respectively ([Figure 4.5](#)). Salinity in the historical period was in a good range (29.2 ± 4.8 PSU) for the tolerance of Manila clam (10 - 38 PSU). There were some cases in which the lower limit was not reached in *spring* and *winter*, with the salinity level of the Venice Lagoon being lower due to peaks in precipitation and river discharge. DO remained to meet the environmental target for the manila clam (≥ 3.5 mg/l) with an average value of 8.6 ± 2.7 mg/l, except for some cases in summer, reaching a low of 2.6 mg/l.

For nutrients, DIN appeared to be of more concern rather than PO₄, which threatened the Venice Lagoon to meet the good ecological status. There was a seasonal trend in the variations of DIN, of which the frequency of failures peaked in winter (38.3%) and autumn (22.6%) while being lowest in spring (17.3%) and summer (5.0%). On the other hand, PO₄ tended to fail mostly in spring (3.7%) and autumn (2.2%) while it was under control in summer. The trophic state of the Venice Lagoon follows the classic seasonal cycle in a temperate environment ([Facca and Sfriso, 2009](#); [Guerzoni](#)

and Tagliapietra, 2006). In winter, when primary production is low and nutrient concentrations are higher, loading and transport phenomena dominate the dynamics of nutrients, which in the case of the Venice Lagoon, are mainly caused by agriculture, industrial activities, and sewage inputs (Solidoro et al., 2010; Sfriso et al., 2019). When phytoplanktonic blooms are at their peak in summer, nutrient concentrations are at their lowest values (Aubry et al., 2020). Phytoplankton gradually decline to their lowest levels of abundance in autumn, which eventually bring back the dynamic of nutrients (Facca and Sfriso, 2009).

The spatial variation of the interannual CCMEWQI among water bodies is depicted in [Figure 4.7](#), with averages ranging from 63.4 in VLN (marginal) to 84.0 in ENC1 (excellent) water bodies. The fish valley in the northern sub-basin (VLN), which has the poorest water quality, is classified by the Ministerial Decree 131/2008 as having undergone severe modification. This water body has been observed with pressures of decreased hydrodynamics, eutrophication, and the enrichment of nutrient and organic loads (ARPAV, 2019). The CCMEWQI scores for the water bodies in **the northern sub-basin** varies widely between stations. With the exception of VLN, most of the sampling points in the northern lagoon revealed good water quality. However, PC1_1B, PNC2_2, and EC_1, which are closer to the landward shore ([Figure 2.1](#)), had a strong influence from river discharge of the drainage basin. This part of the lagoon directly receives drained water from an intensively cultivated hinterland (Facca et al., 2011). As a result, water quality in these stations were poorer than those of the other sites in the northern lagoon. In comparison to the northern and southern sub-basins, **the central sub-basin** showed the lowest CCMEWQI values. This sub-basin of the lagoon is the most affected by anthropogenic activities from the urban, industrial, tourism, and navigation activities (Solidoro et al., 2010). **The southern sub-basin** had the highest CCMEWQI compared to the other parts, with water quality of all water bodies classified as good, except for ENC3 (fair). This sub-basin has a semi-natural condition and fewer impacts from river inlets compared to the northern basin (Facca et al., 2011). Meanwhile, the fair water quality in ENC3 might be related to urban sewage effluents from the city of Chioggia and the discharge of the river Brenta.

2013 - 2021

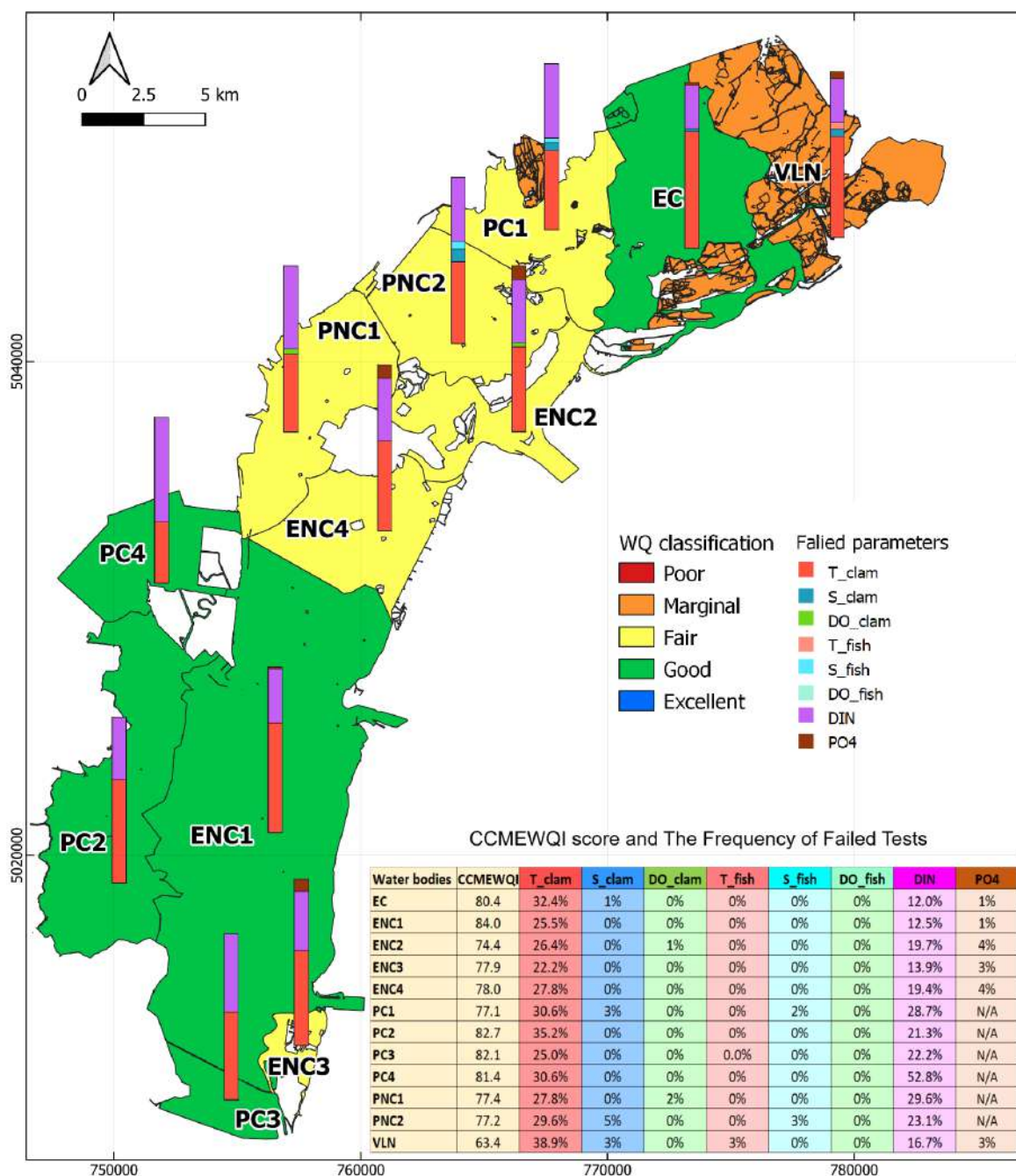


Figure 4.7. Classification of interannual water quality (based on CCMEWQI scores) for ecological status and aquatic life at water body level in the Venice Lagoon and its contributing factors for the historical period (2013 – 2021).

Looking at the contributing factors spatially, it is clear that the landward water bodies (PC1, PC2, PC3, PC4, PNC1, PNC2) were more impacted by anthropogenic activities, with a higher frequency of tests exceeding the thresholds for DIN, especially in PC4 (52.8%). T_{clam} failed in all water bodies, especially in winter and summer. It is noted that the threshold for T_{fish} was found to be exceeded in all water bodies for all seasons, except for VLN in winter with extremely low water temperature in 2021 (1°C). PO₄ appeared to fail to meet the objective mostly in anthropogenic water bodies, i.e., ENC2, ENC3, and ENC4. The low salinity in the 2 polyhaline water bodies (i.e., PC1, PNC2) in the central-north sub-basin across the seasons led to the failures to meet the salinity thresholds to both Manila clam and Killifish. Meanwhile, in summer 2017, extremely high salinity was detected in VLN (42.2 PSU) and EC (38.5 PSU), which exceeded the tolerance threshold of Manila clam. DO concentration was below the threshold of Manila clam in the two water bodies in the central sub-basin (ENC2 and PNC1) during summer, while the threshold of the Killifish was maintained.

4.3.3. CCMEWQI future scenario analysis (2049 and 2099, RCP 8.5)

Water quality variations in the future (2049 and 2099) were calculated based on data produced from the SHYFEM-BFM model under the RCP 8.5. A total of 1044 samples were taken with the precautionary approach, following the data distribution within the water bodies, and seasons in the historical period. **The annual scores of the CCMEWQI** are shown in [Figure 4.4](#). In particular, the annual CCMEWQI score for the year **2049** is mainly distributed in the good range. The annual CCMEWQI scores an average 81.6 (good), with the average F1, F2, and F3 scores of 27.2, 15.0, and 5.7, respectively. On the other hand, the situation gets worse in the year **2099** with most of the cases falling into the *fair* range. The annual average score of the CCMEWQI is 78.1 (fair), with the average F1, F2, and F3 scores of 34.2, 14.5, and 5.1, respectively.

In general, there is a decrease in the scope (F1 - number of parameters that fail at least once to meet the objectives) by 22.3% and 2.3% in the years 2049 and 2099, respectively, compared to the historical period. In fact, for the historical period, 7 out of 8 parameters failed at least once. Meanwhile, the years 2049 and 2099 showed 3 and 4 failed parameters, respectively, over the 8 parameters investigated. However, the situation is worsening where F2 (frequency of failed tests) and F3 (amplitude of failed tests) increase significantly in the future scenarios. Particularly, F2 score increases dramatically of approximately 111.3% and 104.2%, and F3 score rises of about 42.5% and 27.5%, in the year 2049 and 2099, respectively.

The contributing parameters to the CCMEWQI under future scenarios are shown in [Figure 4.6](#). In **2049**, T_{clam}, DIN and T_{fish} contribute to F1, with the two former parameters being the main

drivers of the decrease in water quality (the frequency of failed tests up to 56.6% and 55.7%, respectively). In **2099**, T_clam, DIN, S_clam, and PO4 failed to meet related thresholds at least once. T_clam and DIN continue to be the main impacting factors, while salinity starts to be of potential concern for the tolerance of Manila clam. Moreover, an additional analysis for the **optimal DO condition** of Manila clam (higher than 6 mg/l) was done with the results shown in Figure SM3.4. It is found that in 50.7% of the cases in 2049 and 75.2% in 2099, the objective is not met for optimal DO condition of Manila clam, compared to the frequency of 8.6% in 2013-2021. This led to the decrease in water quality of 5 water bodies in 2049 and 9 water bodies in 2099. The results suggest that the decrease in DO in the future scenarios might have an impact on both tolerance and optimal conditions for Manila clam.

In the future, **the seasonal variations** of water quality will follow the same patterns as in the past, where spring has the highest quality and winter the lowest. However, different patterns in water quality trends in each season are observed.

In winter, a decrease in water quality in 2049, followed by an increase in 2099 compared to the past is observed in the assessment. In **2049**, failures in T_fish, T_clam, and DIN were detected, with an increase in the frequency of the latter two, contributing to the decrease in water quality in this season. Winter DIN concentration in 2049 is predicted to increase by 0.074 mg/l compared to the baseline period, while winter temperature tends to increase by 2.1°C. In **2099**, on the other hand, there is a trend of decrease in winter DIN concentration compared to 2049, but the average concentration is still higher than what was observed in the historical period. Temperature, on the contrary, continues to rise, leading to a warmer winter by the end of the century, up to an anomaly of 4.6°C. This will favour the optimal temperature for Manila clam in this season, leading to an increase in the overall water quality by not falling below the lower boundary of tolerance temperature (10°C).

In spring, there is an increase in water quality in 2049, while it will decrease by 2099. Although low salinity was a problem for the lower saline limits of the species, no failures in salinity were detected in 2049. Additionally, a reduction in PO4 concentration contributes to the rise in water quality in this season of 2049. On the other hand, the rise in temperature starts to be a contributing factor to the overall CCMEWQI score. Whilst no case of temperature failure was detected in the historical period, 2% and 10% of failures for T_clam in 2049 and 2099, respectively, were observed. Nevertheless, S_clam has 3% of failed tests in 2099 with salinity higher than 38.0 PSU (upper boundary of tolerance range). This trend shows contrary to what has been observed in the historical period, when most of the failures were due to the low salinity of less than 10 PSU or 12 PSU for the tolerance

ranges of Killifish and Manila clam, respectively. The seasonal average salinity in 2049 and 2099 is predicted to increase by 1.2 PSU and by 6.1 PSU, respectively. This implies a dramatic change in the Venice Lagoon ecosystem by the end of the century, with a significant increase in both temperature and salinity.

In summer, a reduction in water quality is observed in both 2049 and 2099, with a similar magnitude. The temperature in this season is predicted to increase by 3.1°C in 2049 and by 6.4°C in 2099, leading to a significant increase in both F2 (frequency) and F3 (amplitude) factors. Additionally, the increase in salinity of 4.1 PSU by 2099 leads to a higher frequency of failures to the upper boundary of S_clam. For DIN, seasonal variations followed what was observed in the historical period, with summer DIN concentration being the lowest compared to other seasons. However, an increase in DIN concentration is predicted in the future, leading to an increase in the frequency of failures of this parameter.

In autumn, a slight decrease in water quality is found in 2049, followed by a significant reduction in 2099. An increase of 0.111 mg/l in DIN concentration and 3.62°C in temperature compared to the baseline period is observed in autumn 2049, leading to the increase in the frequency of failures in these parameters. It is noteworthy that, in 2099, a significant increase in temperature (+7.8°C) and salinity (+4.0 PSU) will worsen water quality. While T_clam in the autumn of the historical period was not a big concern, this parameter failed significantly at 67% in 2099. Similarly, S_clam was detected with no failure in 2013-2021 but that increased to 20% in 2099. It's worth mentioning that, by the end of the century, the rise in temperature and salinity in the water column might have certain impacts on the ecosystem of the Venice Lagoon, which will be further discussed in the following section (4.3.4).

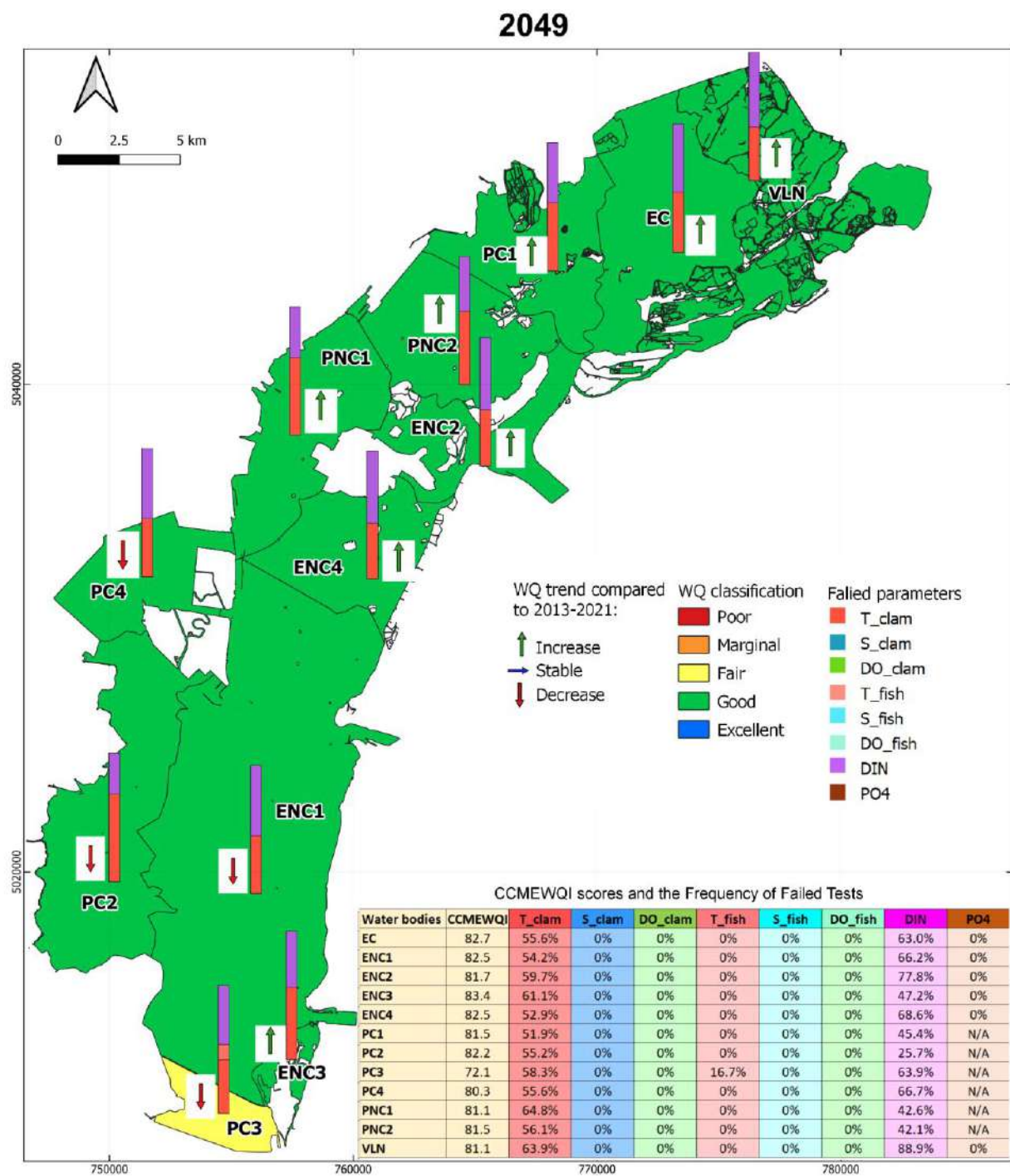


Figure 4.8. Classification of interannual water quality (based on CCMEWQI scores) for ecological status and aquatic life at water body level in the Venice Lagoon and its contributing factors for mid-term future (2049, RCP 8.5).

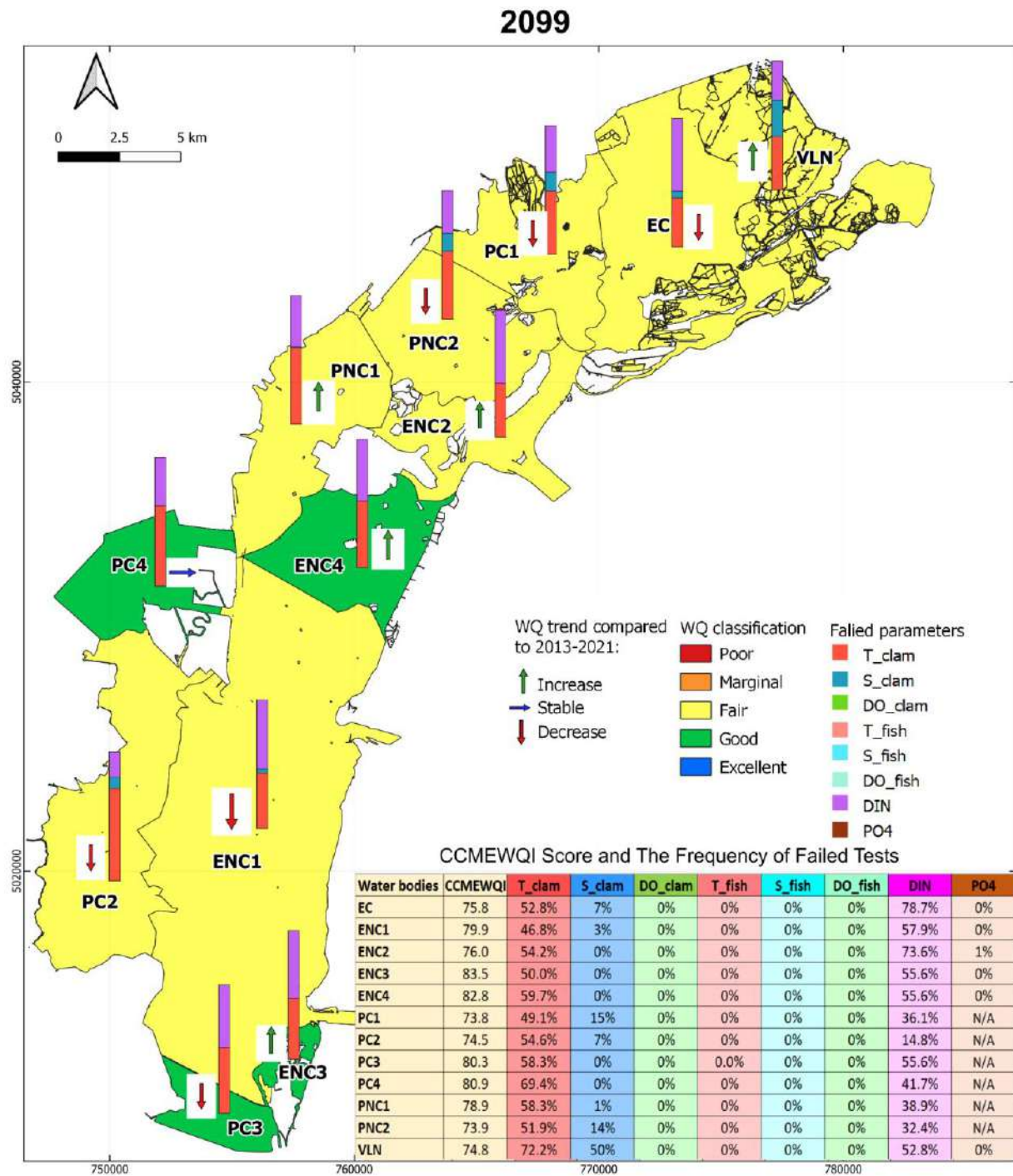


Figure 4.9. Classification of interannual water quality (based on CCMEWQI scores) for ecological status and aquatic life at water body level in the Venice Lagoon and its contributing factors for long-term future (2099, RCP 8.5).

The spatial variation of the annual CCMEWQI among the water bodies is shown in [Figures 4.8](#) and [4.9](#), for the years 2049 and 2099, respectively. In 2049, except for PC3, all water bodies were classified as having good water quality (**Figure 4.8**). There is a slight increase in water quality in all water bodies in the northern and central sub-basins. In contrast, a decreasing trend is found in all the southern sub-basin, except for ENC3. In 2099, most of the water bodies were classified as fair water quality, except for PC4, ENC4, PC3, and ENC3, of which water quality is in the good range. In the southern sub-basin, water quality continues to decrease, except for PC4 and ENC3, where water quality is maintained and improved, respectively, compared to the historical period. Nevertheless, a decreasing trend is also detected in the northern sub-basin by the end of the century. The VLN, on the other hand, is predicted to improve in water quality. In the central sub-basin, water quality has an improving trend, except for PNC2, of which water quality will decrease.

Looking at the **spatial variations** of parameters, in 2049 there is an even increase in temperature and DIN concentration in all water bodies, with the frequency of failures in T_{clam} of more than 50% and in DIN of more than 40%, except for PC2 (25.7% in DIN). Similar patterns in temperature and DIN are found in the 2099. The increase in salinity in 2099, especially in spring and autumn, might be an emerging issue for the water bodies in the northern and southern sub-basins. In particular, VLN, EC, PC1, and PNC2 show a higher frequency of failures in S_{clam}, appearing with the high salinity in all seasons, due to the impacts of reduced precipitation and river flows by 2099. Similar patterns are found in PC2 and ENC1 in the southern sub-basins.

4.3.4. Climate change impacts on water quality for ecological status and aquatic life in the Venice Lagoon

a. Ecosystem responses to hot/cold and wet/dry events

Average water quality in the Venice Lagoon during 2013-2021 was in the fair range, with a lower quality detected in the anthropogenic water bodies mostly distributed in the central sub-basin, and a higher quality found in the natural/semi-natural water bodies in the northern and the southern sub-basins. There is a correlation between the climate condition and the water quality status of the lagoon. From our results, we found the impacts of **hot/cold conditions** on the water quality. The years 2015, 2017, and 2018 were found to have lower water quality compared to others, especially on the temperature and DO thresholds for Manila clam. These years were recorded with summer heat waves with impacts recorded in aquaculture ([Bartoli et al., 2016](#); [Licci, 2015](#)). [Bertolini et al., 2021a](#) have found that the mortality threshold for manila clam was surpassed in most of the northern

Adriatic lagoons during summertime in 2015, 2017, and 2018. In 2015, great aquaculture losses and high mortalities in fish and clams were recorded in most of Italy ([Bartoli et al., 2016](#); [Licci, 2015](#)).

Additionally, the influences on water quality from the **wet/dry conditions** have also been detected, especially on the saline and nutrient conditions of the lagoon. The years 2013 and 2019, extreme wet conditions could be taken as examples, where extreme conditions in low salinity for Manila clam and high nutrients were reached. The over-snowing events in the mountainous areas and the extreme precipitation resulted in the run-off of nutrients from the drainage basin to the lagoon ([Bastianini et al., 2013](#)). It was observed from this study that the frequency of tests exceeding nutrient thresholds for good ecological status were high in these years. In the central lagoon, episodes of algal bloom were recorded with the links to wet conditions ([Bastianini et al., 2013](#); [Berti et al., 2022](#)). Moreover, the dilution of saline concentration from freshwater discharge and precipitation during spring in these years led to a low salinity level recorded in the Venice Lagoon, especially in the northern sub-basin.

b. The increase in the frequency and magnitude of extreme events under climate change scenarios

It has been observed from the results that the frequency and the magnitude of extreme conditions for the tolerance ranges of the species are increasingly reached in the future. There is a significant increase in the frequency (F2) and the magnitude (F3) of tests that failed to meet the objectives. The F2 increased more than 2 folds, while the F3 rose by 42.5% and 27.5% in 2049 and 2099, respectively. The results are in agreement with other studies on the impacts of climate change in transitional ecosystems ([Ghezzi et al., 2018](#) ; [Pesce et al., 2018](#) ; [Darmaraki et al., 2019a, 2019b](#)).

Temperature is predicted to rise by 2.5°C in 2049 and 5.6 °C in 2099 under the RCP 8.5. The frequency of extreme temperatures, especially in summer, increases significantly. Thermal tolerance of Manila clam is exceeded in 56.6% of the tests in 2049, and in 53.7% in 2099. Despite the high thermal tolerance of Killifish (4 – 40°C), the critical condition for this species is close to being passed by the end of the century, with a high frequency of temperature exceeding 38°C. Summer heatwaves are considered as the greatest threat to Manila clam, including effects on seed (spat), adult mortality, and byssus attachment ([Luis et al., 2015](#)). In Northern Adriatic transitional waters, there has been evidence of the increasing risk of mass mortality in bivalves in the last decade ([Bertolini et al., 2021a](#); [Di Camillo and Cerrano, 2015](#)). The frequency, intensity, and duration of marine heatwaves in the Mediterranean Sea are predicted to increase under climate change impacts ([Darmaraki et al., 2019a, 2019b](#)), resulting in a risk increase in mass mortalities in bivalves ([Di Camillo and Cerrano, 2015](#)).

The increase of 4.3 PSU in salinity in 2099 potentially impacts the tolerance of Manila clam (12 – 38 PSU). About 6.9% of the tests failed to meet the thresholds in 2099 and while no cases were detected in 2049. However, high saline conditions are predicted, especially in the northern and the southern sub-basin, with a high frequency of salinity higher than 37 PSU in 2049 and 2099. Salinities on the margins or outside of a species' tolerance range will prohibit the species from occurring, alter their behavior, or restrict germination and reproduction, decreasing their fitness for survival in this environment ([Smyth and Ellitote, 2016](#)). Salinity can interact with other environmental stressors. For instance, it has been demonstrated that variables like nutrition availability, temperature, pH, and dissolved oxygen may interact, creating a dynamic and changing environment where one variable may amplify or counteract the negative impacts of another ([Biebl and McRoy, 1971](#); [Nelson et al., 1977](#); [Imsland et al., 2001](#); [Waldbusser et al., 2011](#); [Hahn et al., 2012](#)).

The decrease in DO by 2.7 mg/l and 3.2 mg/l in 2049 and 2099, respectively, can potentially affect the living conditions of species. Cases with DO lower than 4 mg/l are recorded in both 2049 and 2099. Even though the thresholds are not passed, the critical condition can be reached with the combination of different physical-chemical elements in the environment ([Smyth and Ellitote, 2016](#)). Moreover, multiple stressors from low oxygen and high temperature could potentially impair the tolerance of species ([Li et al., 2019](#); [Bertolini et al., 2021a](#)). Moreover, the flow and concentration of nutrients and pollutants in estuarine and coastal areas may be affected by more significant variations in precipitation that cause episodes of drought or flooding, which may occasionally contribute to the loss of oxygen (hypoxia and anoxia; [Callaway et al. 2012](#)).

It is expected that being combined with anthropogenic influences, the impacts of climate change would be amplified ([Liu and Chan, 2016](#); [Pesce et al., 2018](#)). The Venice Lagoon is a complex system with a long history of interventions and modifications of its hydro-morphology ([Solidoro et al., 2010](#)). Important economic activities and cultural heritages coexist with the natural ecosystems of seagrasses and saltmarshes. There has been an improvement in trophic conditions of the Venice Lagoon over the years as a result of the effective implementation of regulations addressing environmental problems in the Lagoon and the drainage basin ([Solidoro et al., 2010](#); [Sfriso et al., 2019](#)). However, evidence of anthropogenic impacts is still observed in water bodies in the north-central sub-basin, VLN, and ENC3 with a high concentration of nutrients exceeding the thresholds. In the future, PO₄ tends to decrease, however, an increase in DIN concentration is observed in both the medium-term and long-term future under RCP 8.5. Former studies have found that there will be an increase in the frequency of eutrophication events as the result of altered nutrient loads and warmer temperatures ([Moss et al., 2011](#); [Rabalais et al., 2009](#); [Winder and Sommer, 2012](#); [Pesce](#)

[et al., 2018](#)). Therefore, there is a need to manage nutrient loads from both the drainage basin and activities inside the lagoon.

c. Spatio-temporal heterogeneity in the impacts of climate change

Resulting output from the CCMEWQI application at the case study level suggests that the impacts of climate change in the Venice Lagoon are not distributed homogeneously spatially. There are areas of the lagoon that are influenced more than others. Moreover, the impacts are also characterized differently in the medium and long term. The results agree with other studies conducted in the Venice Lagoon ([Ghezzi, 2010](#); [Ghezzi et al., 2018](#); [Pesce et al., 2018](#); [Bertolini et al., 2021b](#)). From the assessment of water quality by the CCMEWQI, with the objectives set for the good ecological status and the tolerance of Manila clam and Killifish, we observed a gradually decreasing trend in water quality in the southern lagoon by 2049, followed by a reduction by the year 2099 in both southern and northern lagoon. Meanwhile, the central sub-basin is predicted to show a potential increase in the CCMEWQI score in both mid and long term. Seasonal shifts in the systems are also expected. From our analysis, a decrease in water quality is shown in most of the seasons in the future scenarios, especially in the summer and autumn of 2099. Nevertheless, an improvement in water quality compared to the baseline is found in spring of 2049 and winter of 2099.

In the historical period, spring and autumn temperatures were not of concern for the tolerance of the species, however, in the future scenarios, the thermal tolerance of clams is impacted in these seasons as well. Additionally, salinity was observed to have low values in spring and autumn in the historical period due to the peak in precipitation and river discharge ([Zinoro et al., 2014](#)). However, future scenarios are predicted to have high salinity levels, even in spring and autumn, following the decrease in precipitation and freshwater inputs. On the other hand, increasing temperature and salinity results in an increase in water quality in spring 2049 and winter 2099. Warmer temperatures might create a comfortable thermal condition for the growth of Manila clam. Findings from a study by [Ghezzi et al. \(2018\)](#) suggest that initial global warming may benefit clam larvae settling. The results indicate a trend for the settling timing to shift toward early spring or late autumn in order to survive the rising water temperature over the summer. However, stronger warming temperatures are expected to reduce the availability of spat. Additionally, [Ghezzi et al. \(2018\)](#) found that the spatial distribution of settlement areas migrated toward the lagoon's center and south along the Malamocco-Marghera channel under thermal stress from climate change. Moreover, this species is more sensitive to low saline conditions, while higher saline conditions in spring might be in their favor ([Carregosa et al., 2014](#)). Despite that, high salinity on the margins or outside of a species' tolerance

range, together with the interactions with other environmental stressors, might amplify the critical conditions for the survival of species ([Smyth and Ellitote, 2016](#)).

5. Current state of knowledge on climate change multi-hazard impacts on water quality in the Venice lagoon

Building on the systematic review regarding climate change multi-hazard impacts on transitional water quality ([Section 3](#)), the analysis of potential impacts of climate change in the future scenarios using the CCMEWQI ([Section 4](#)), as well as an additional narrative analysis of published and gray papers on the state of knowledge regarding multi-hazard impact on water quality of the Venice lagoon, a synthesis of the current state and future development needs was performed, focusing particularly on the research and knowledge base ([Section 5.1](#)), and monitoring and data availability ([Section 5.2](#)).

5.1. Research and knowledge base on climate change multi-hazards and water quality of the lagoon

a. Current state

The Northern Adriatic Sea in general, and the Venice municipality in particular, are affected by different climate change hazards. The prevalence of the marine hydrometeorological hazards which lead to '**acqua alta**' (high tide) phenomena in Venice have been documented by a multitude of studies, as reviewed by [Lionello et al. \(2021\)](#). These extreme events result from the combination of astronomical tide, storm surge, seiches, and sea level rise. According to [Lionello et al. \(2021\)](#), storm surges events are produced by two main wind configurations: Sirocco blowing over the whole basin, and a combination of Bora over the Northern Adriatic and Sirocco over the Southern Adriatic. Additionally, due to the proximity of the Northern Adriatic Sea to the main cyclogenesis area of the western Mediterranean Sea, it is subject to major storm surge events produced by cyclones ([Lionello et al., 2021](#)). Besides, past records from Venice indicate continuously **rising sea level resulting from the combination of subsidence and eustatism** ([Ravera, 2000](#)). Moreover, mid-term and long-term projections under different climate change scenarios indicate progressive sea level rise ([Ravera, 2000](#); [Vousdoukas et al., 2017, 2018](#)) which could contribute towards the amplification of tides and storm surges, and associated inundations. As the lagoon is connected to the Adriatic Sea,

changes in the sea condition can directly affect the hydrodynamics of the lagoon. This may influence the water quality of the lagoon in different ways, which include supply of marine sediments with high concentration of contaminants; inundation of urban and low-lying areas during high tide/storm surge events contributing to pollutant input as flood water retreats; suspension and redistribution of bottom water sediments, nutrients and contaminants. Furthermore, since **saltmarshes serve as both a sink and source** for nutrients and sediments (Bonometto et al., 2019), changes in the hydrodynamics of the lagoon could influence the sediment and nutrient exchange between the water column and these morphological structures.

The existence of multiple tributaries to the lagoon also serve as a source of freshwater and sediments ([Molinaroli et al., 2007](#); [Zuliani et al., 2005](#)), which can contribute towards increased supply of nutrients, and other contaminants during heavy rainfall and flood events. For instance, increased suspended particulate matter, heavy metal contaminants (e.g., Cu, Pb, Cr, Ni) and nutrients (e.g., NO₃) were recorded during flood events in the Dese River estuary, one of the major tributaries to the lagoon ([Zonta et al., 2005](#)). In addition, future projections of precipitation patterns over the drainage basin of the lagoon shows amplification of seasonal variability i.e., drier summers and wetter winters, with freshwater discharge and nutrient load following the same pattern as precipitation ([Cossarini et al., 2008](#); [Pesce et al., 2018](#)). The projected variabilities in precipitation could pose a threat to the water quality of the lagoon associated with the alteration in the discharge of nutrient, sediment, and contaminants.

Moreover, the water quality of the lagoon could be influenced by **atmospheric forcing** such as air temperature, variation in wind regimes, and drought events. For instance, the increasing water temperature of the lagoon over the last decade has been associated with increasing air temperature over the Veneto region ([Acri et al., 2020](#); [Bernardi Aubry et al., 2020](#)). Likewise, projections indicate warmer temperatures including extreme values over Italy and the Northern Adriatic Sea (e.g., [Bucchignani et al., 2016](#); [Torresan et al., 2019](#); [Zollo et al., 2016](#)). This, accompanied by variabilities in freshwater discharge, could influence water quality parameters such as DO and primary productivity. The predominance of the Sirocco and Bora wind regimes could affect the concentration of nutrients and other physicochemical properties by influencing the hydrodynamics of the lagoon, and the Adriatic Sea in general, as well as through the atmospheric deposition of pollutants. The rising trend in **marine heat waves** over the Mediterranean and the Adriatic Sea in particular ([Juza et al., 2022](#)), leading to increased sea surface temperature, can subsequently influence the lagoon water temperature and thereby the habitat conditions. Furthermore, projection models show an increase in the frequency and severity of drought over the Mediterranean region (e.g., [Tramblay et](#)

[al., 2020](#)), which could influence environmental conditions over land and sea with consequent impacts on the water quality of the lagoon.

Despite the existence of considerable research on the evolution of the Venice Lagoon's water quality and the prevalence of climate change-related hazards in the area, only few studies have focused on the specific relationships between climate change hazards and water quality parameters. Examples of studies conducted so far include: the potential impact of climate change (precipitation and temperature) on nutrient discharge and primary productivity on the northern part of the lagoon (Zero river catchment and Palude di Cona saltmarsh; [Pesce et al., 2018](#)); the evaluation of nutrient and contaminant load from catchment to the lagoon with a focus on the Dese river ([Zonta et al., 2005](#)); and the potential effect of change in precipitation on the biogeochemical properties of the lagoon ([Cossarini et al., 2008](#)). More recently, an investigation to predict water quality of the lagoon under climate change scenarios, using an integrated hydrodynamic and biogeochemical model has been implemented within the Venezia 2021 project⁵ ([Canu, 2022](#) Unpublished).

In addition to the impacts from individual hazards, the interactions among multiple marine, terrestrial, and atmospheric hazards occurring simultaneously, or as a sequence of events, can intensify the impacts on the state of water and ecosystem quality of the lagoon. This requires the consideration of **multi-hazard interactions at the land-sea interface** which can allow for a comprehensive analysis of climate change impacts on the water quality and reveal the full picture. However, limited considerations of multi-hazards interactions were observed in the current literature. Even though investigations following multi-hazard approaches have already been carried out in the area (e.g., [Gallina et al., 2020](#)), the application of such approaches has not been extended to the water quality of the lagoon.

The water quality of transitional environments such as the Venice Lagoon is determined by dynamic and complex interactions among various ecosystem processes (such as river basin hydrology, hydrodynamics, morphodynamics, nutrient and carbon cycle, vegetation dynamics). Hence, understanding the impacts of climate change on water quality necessitates integrated assessment employing methodologies that incorporate these important ecosystem processes ([Baustian et al., 2018](#)). To address such complexities, the use of numerical models to simulate water quality has been increasing in recent years, which enable the representation of these complex ecosystem processes and capture the feedbacks among the different processes. Among the processes-based models, already implemented in the lagoon include: i) the SWAT hydrological model ([Pesce et al.,](#)

⁵ http://venezia2021.corila.it/home_ve2021/

2018), ii) AQUATOX ecological model ([Çevirgen et al., 2020](#); [Pesce et al., 2018](#)), iii) MODMEF hydrodynamic model ([Zirino et al., 2014](#)), iv) biogeochemical trophic diffusive model (TDM) ([Cossarini et al., 2008](#)), and v) integrated hydrodynamic and biogeochemical model, SHYFEM-BFM ([Canu, 2022](#)). Nevertheless, the literature analysis ([Section 3](#)) demonstrates a lack of comprehensive assessments incorporating multiple ecosystem processes, instead focusing on subsets of these processes while considering static assumptions for the other processes.

Predictions of water quality under future climate change scenarios through dynamic and/or statistical downscaling of Global Climate Model (GCM) and/or Regional Climate Models (RCMs) have been observed in some of the aforementioned studies. Such predictions allow the identification of possible pathways regarding the state of water quality under climate change scenarios, which can aid planning and decision making regarding future adaptation. Examples applied in the Venice Lagoon include [Pesce et al. \(2018\)](#), in which precipitation and temperature projections were downscaled by nesting GCM-RCM to simulate discharge and nutrient load from the Zero river to the lagoon using the hydrological model (SWAT), which was then used to force the ecological model (AQUATOX) for simulating phytoplankton dynamics and composition at the Palude di Cona saltmarsh. Another study by [Cossarini et al. \(2008\)](#) employed statistical downscaling of RCM to force a biogeochemical model (TDM) over the whole domain of the lagoon. Moreover, the integrated hydrodynamic and biogeochemical model (SHYFEM-BFM) has been implemented in the lagoon and results exist for mid-term (2050), and long-term (2100) projections based on the RCP8.5 and RCP 4.5, integrating the operation of the MOSE system ([Canu, 2022](#), see [section 4.2.1](#)).

However, there have been documented shortcomings that may result in uncertainties regarding the findings which require further improvements in order to effectively assess multi-hazard impacts of climate change on transitional water quality under future scenarios. Among the sources of uncertainties are the limited consideration of multiple forcing factors (focusing on a few climate variables while maintaining static assumptions for others), the adoption of a single GCMs/RCMs, and the evaluation of a limited number of climate change scenarios. The current predictions cover only a subset of the biogeochemical water quality parameters that can be altered by climate change multi-hazards. Additionally, since human activities are expected to evolve in the future, the consideration of these changes, such as adaptation actions and land use changes, in future scenarios is essential. However, besides the study by [Canu \(2022\)](#), which integrated scenarios with the operation of the MOSE system against storm surge, there has been little effort to incorporate scenarios which might have significant influence on the future water quality state of the Venice

Lagoon, such as catchment scale land use, water management and adaptation measures within the lagoon (e.g., saltmarsh restoration and management).

b. Future research and development needs

Based on the current state of knowledge on climate change multi-hazard impacts on transitional water quality, both globally and at local level, the following recommendations for future research and development in the Venice Lagoon are provided. As shown in [Figure 5.1](#), the stars reflect the **level of priority**, based on the performed literature review and expert knowledge.

- ***Investigations of the cause-effect relationships between climate change related hazards and water quality parameters (★)***: Future research should cover all physical, biological, and chemical water quality parameters that can be altered by climate change-related hazards; this is needed to unravel patterns of relationships between water quality parameters and climate hazards, as well as to provide the knowledge base for robust predictions of water quality under local hydro-morphodynamic conditions. In addition, this would improve the knowledge of the ecosystem responses in terms of productivity and diversity under various climate conditions, which can assist the identification of thresholds for water quality changes and ecological impacts related to climate change hazards (e.g., thresholds for increases or decreases in productivity resulting from variations in discharge and nutrient supply, as well as habitat suitability for growth and survival of species). Hence, fostering such investigations is indispensable to guide management and adaptation responses against climate change hazards and extreme events.
- ***Consideration of multiple hazards and their interactions (★★★)***: Multiple land, sea, and atmospheric hazards interacting in a complex system at the land-sea interface can influence the biogeochemical condition of the lagoon, leading to cumulative impacts on the short- and long-term state of ecosystems. Hence, besides the cause-effect relationships between hazards and water quality parameters, there is a need for the consideration of multiple hazards occurring simultaneously or successively (i.e. compounding) and/or hazards creating a series of “toppling dominoes”, where one event causes the next (i.e. cascading) ([Tilloy et al., 2019](#)), which could allow for a holistic assessment providing the full picture of water quality dynamics under multiple pressures. This can provide a basis for the implementation of integrated management and adaptation responses against the exacerbation of risks caused by multiple climate change hazards.
- ***Integration of various ecosystem processes influencing water quality dynamics (★★★)***: Understanding the impact of climate change multi-hazards on water quality entails the

consideration of multiple ecosystem processes and their interactions through the implementation of integrated complex system modeling approaches. The currently available models could be coupled either in parallel or as a chain of models in a way that they represent all the essential processes that may influence water quality. For instance, the hydrodynamic model SHYFEM ([Umgiesser, 1997](#)) and the integrated hydrodynamic and biogeochemical model SHYFEM-BFM ([Canu, 2022](#)), already being implemented in the lagoon, could be extended by integrating additional modules that represent processes such as vegetation dynamics. Parallely, with the advancement of Artificial Intelligence (AI), approaches such as machine learning have been reported to be effective tools to disentangle relationships between environmental variables that determine water quality (e.g., [Aslan et al., 2022](#)). As a result, the scientific community is progressing with the application of sophisticated AI-based algorithms allowing to increase the performance of models and thereby reduce the uncertainty of risk scenarios. Moreover, hybrid strategies, utilizing computational resources and combining physical and biogeochemical-based simulations and AI methods, could help in achieving flexibility and full synergy in the modeling processes and scenarios design. This could provide further opportunities in the understanding of climate change multi-hazard impacts on the water quality of the lagoon, while integrating multiple ecosystem processes.

- **Evaluation of multiple climate models (GCM-RCM) and several climate change scenarios (★★★):** Even though studies have been conducted to evaluate water quality under future climate change scenarios, the use of steady state for some climate variables, the consideration of limited climate change scenarios, as well as a focus on downscaling from single GCM and/or RCM have been observed (e.g., [Pesce et al., 2018](#)). Therefore, further investigations should consider multiple GCM-RCM ensembles, and scenarios for all the possible emission pathways and climate variables, considering the incorporation of the five future scenarios updated to the latest IPCC report - AR6, from the most optimistic to the one to be avoided at all costs, respectively: the SSP1-1.9, SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP3-7.0 and SSP5-8.5. This would allow a thorough analysis of uncertainties arising from the scenario construction, the model parameterizations, and the sensitivity of ecological parameters to climate drivers. The use of multiple climate change scenarios also allows the examination of all possible pathways with respect to the evolution of water quality under a wide range of potential conditions.
- **Incorporating future scenarios for catchment-scale land use, water management and adaptation (★★★):** Adaptation actions are expected to evolve with climate change. These may include interventions at river basin scale, restoration of morphological features within the lagoon,

increase in sea defense, or the adjustments in the closure frequency of protection structures (e.g., MOSE) in response to the rising frequency of extreme events. This could affect water quality dynamics, as well as the magnitude of the impacts of future climate change hazards. Therefore, in addition to climate change scenarios, different possible land use management and adaptation scenarios (e.g., LUISA - Land Use-based Integrated Sustainability Assessment and LUC@CMCC - Land Use Change model) have to be considered. Indeed, including human development aspects embedded in the context of local and global development is crucial to assess the impacts of multi-hazard scenarios on the water quality of the lagoon.

5.2. Monitoring and data availability

a. Current state

Since the 1950s, there have been various studies documenting different water quality parameters in the Venice Lagoon ([Sfriso et al., 2019](#); [Solidoro et al., 2010](#)). These studies reported that periodic sampling campaigns have been conducted, especially since the 1980s (e.g., [Facca et al., 2014](#); [Sfriso et al., 2019](#); [Solidoro et al., 2004](#)), a period during which the water quality of the lagoon was characterized by peak eutrophication and pollution. The monitoring of the lagoon's water quality on a regular basis started in 2000 following the plan for the construction of the MOSE protection structure ([Zirino et al., 2014](#)). Since then, different **monitoring programs** have been implemented to assess the water quality and ecological status of the lagoon. These include, *Consorzio Venezia Nuova's (CVN)-Monitoraggio Ecologico Lagunare (MELa)* program, *Magistrato alle Acque Venezia's (MAV) Anti-Pollution Service (SAMANET)* stations, and the monitoring activities developed by the *Agenzia Regionale per la Protezione ambientale del Veneto (ARPAV)*. In particular, the MELa program, which spanned from 2000 to 2010, involved extensive sampling and measurement of water quality on monthly and occasionally bimonthly basis, with 31 monitoring stations distributed throughout the lagoon ([Zirino et al., 2014](#)). The measurements performed in this program included 19 water quality variables related to eutrophication (i.e., temperature, salinity, DO, pH, redox potential, turbidity, Chl-a and phaeopigments, total suspended solids, nitrogen (as NH_3/NH_4 , NO_2 , NO_3 , TIN), TDN, PO_4 , TDP, TOC, POC, DOC), and seven heavy metals (i.e., Cu, Hg, Pb, Zn, Cd, Cr and Ni plus As) ([Zirino et al., 2016](#)).

The *Magistrato alle Acque Venezia's (MAV) SAMANET* semi-continuous monitoring network was launched in 2003, with five monitoring stations which progressively increased to 10 stations ([Zirino et al., 2016](#)) associated with the different water bodies of the lagoon established by the **Water**

Framework Directive. Specifically, these stations provide automatic measurements of seven **physical-chemical parameters**, i.e., temperature, DO, pH, salinity, turbidity, Chl-a and water level (tide) (Ferrari et al., 2008) every 30 minutes (Zirino et al., 2014). This monitoring network provides data with relatively high **temporal resolution** which can be used to evaluate the evolution of water quality parameters against lagoon hydro-morphodynamic and atmospheric conditions. However, considering the heterogeneity of the lagoon, the **spatial coverage** of the stations may not adequately represent the water quality variability.

Another source of data on the water quality of the lagoon is the ecological monitoring of water bodies conducted by ARPAV since 2011 in collaboration with ISPRA (*Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale*), and with the technical-scientific contribution of CORILA (*Consorzio per il coordinamento delle ricerche inerenti al sistema lagunare di Venezia*). This is carried out under the umbrella of the **Water Framework Directive** which imposes, onto members of the European Union, requirements for monitoring of water quality and ecological parameters to assess the **ecological status of water bodies**, including transitional waters. The ARPAV monitoring activities includes both biological quality elements (e.g., benthic macroinvertebrates, macrophytes, fish fauna and phytoplankton), as well as chemical-physical and hydromorphological elements in water and sediment matrices⁶. It consists of 30 sampling sites in which measurements of different water quality parameters are carried out on a seasonal basis. The water quality parameters monitored include Chl-a, phaeophytin a, NH₄, NO₂, NO₃, PTN, NO_x, TDN, POC, DOC, PO₄, TDP, dissolved silicates, free sulphides, total suspended solids, specific electrical conductivity, water temperature, salinity, DO, pH. Besides, the ARPAV monitoring program covers several additional sites in which monitoring of **hydrometeorological and atmospheric conditions**, including air temperature, atmospheric pressure, relative humidity, solar radiation, wind speed and direction, current speed and direction and Secchi disk transparency are performed. In terms of measured variables, this monitoring program is relatively comprehensive and includes water quality, hydrodynamics, atmospheric conditions as well as ecological and higher trophic level indicators.

In general, the data from these monitoring programs can provide invaluable information/time series for the analysis of trends in water quality and constructing relationships against climate and hydrometeorological variables. Furthermore, this data provides the opportunity for the development of models that can be used to predict future changes in water quality associated with projected

⁶ <https://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/acqua/acque-di-transizione/laguna-di-venezia/la-rete-di-monitoraggio/la-rete-in-laguna> (last accessed 25/03/2023)

climate change. Despite the availability of the different monitoring programs, the parameters monitored, as well as the temporal and spatial resolution of the acquired data vary depending on the monitoring networks. In addition, given the spatial heterogeneity of the lagoon and its water quality, which varies with the hydrodynamics and morphological features, the proximity to sources of discharges including rivers, urban canals, and industrial facilities, the current **spatial resolution** of the monitoring networks may not be sufficient. Moreover, the assessment of the impacts of climate change hazards **requires continuous measurements** with high temporal resolution in order to detect changes in water quality parameters at each stage of the evolution of a hazard event, and to identify alterations attributable to various hazards that may occur as compounding events.

The availability of open access satellite images provides further opportunities for environmental monitoring of the Venice Lagoon. Exploiting the available long-term **earth observation time series of satellite imagery** together with in-situ data provides an opportunity for the analysis of long-term trends of water quality in the lagoon, as well as for the development of integrated models that can be used to simulate multi-hazard impacts on water quality under present condition and future climate change scenarios. Moreover, this would support water quality risk assessment, early warning systems and management interventions through the digitalization of environmental monitoring and analysis. For instance, such data were exploited for the analysis of Chl-a, DOM and tripton concentration ([Santini et al., 2010](#)), distribution and trend of macrophytes ([Acri et al., 2020](#); [Bernardi Aubry et al., 2020](#)) and turbidity ([Braga et al., 2020](#)) in the Venice Lagoon. However, the use of earth observation data to assess transitional waters has been limited to the analysis of few variables with limited application to parameters such as nutrients due to the optically inactive nature of such parameters ([Sagan et al., 2020](#)).

With respect to data related to climate-related driving factors, the availability of data from various monitoring stations and programs in the lagoon and its basin providing information on the meteorological, hydrological, and marine conditions have been reported in the literature. These data sources include i) meteorological networks which include 21 automatic recording stations homogeneously distributed over the drainage basin of the lagoon providing time series of temperature, wind, atmospheric pressure, cloud cover, irradiance and humidity ([Salon et al., 2008](#)), ii) monitoring data of discharge and contaminant load from the 12 major tributaries to the lagoon ([Zonta et al., 2005](#); [Zuliani et al., 2005](#)), and iii) three stations providing data on marine hydrometeorology and atmospheric conditions outside the three lagoon inlets ([Pivato et al., 2019](#)).

b. Future improvements in relation to monitoring and data

Building on the current state regarding monitoring and data availability, the following future actions are proposed. As previously mentioned ([Section 5.1](#)) priority actions are indicated by the number of stars ([Figure 5.1](#)).

- ***Coordination among agencies and monitoring projects to establish a common monitoring framework (★★):*** Even though the availability of different monitoring networks can provide opportunities for higher spatial resolution, when combining data from different monitoring programs, inconsistencies in the temporal resolution and measured parameters might be an issue. Hence, coordination among the different agencies and monitoring programs with respect to monitoring procedures, temporal resolution and parameters measured is essential. Such a coordinated monitoring program would allow to cover a wide range of ecological and water quality parameters with high and uniform temporal and spatial resolutions, allowing for a detailed evaluation of the lagoon's water quality and ecological health. Besides, this permits direct resources for targeted and cost-effective monitoring operations which can support the effective assessment of climate change impacts and the implementation of adaptation responses.
- ***Long-term monitoring with higher temporal resolution (★★):*** To detect changes in water quality parameters at each stage in the evolution of hazard events and to identify alterations that can be linked to different hazards occurring from the same weather condition simultaneously or within a short time interval (for example, pluvial flood and storm surge). As a consequence, expanding the installation of automatic and high-resolution monitoring networks, such as SAMANET, could provide long-term and continuous data on water quality variations that can be related to different climate change induced hazards patterns.
- ***Improving spatial resolution of monitoring networks (★★★):*** As previously mentioned, the lagoon is highly heterogeneous in terms of hydrodynamics, morphological structures, and anthropological pressures. Therefore, there is a need for expanding water quality monitoring networks to cover the spatial heterogeneity of the lagoon. In addition, these monitoring networks should consider special features of the lagoon such as saltmarshes, fishponds, and other confined areas. For instance, the consideration of saltmarshes, would allow for the evaluation of the exchange of nutrients and contaminants between these morphological features and the surrounding waters, as well as their contribution as adaptation measures in regulating water quality. In general, the availability of high spatial resolution data can aid in the analysis and understanding of climate hazard impacts on water quality, while taking into account the feedback among the lagoon's spatial features and the hydrodynamics during hazard events.

- **Harmonized monitoring of water quality and forcing factors (★★):** In addition to the measurements of water quality parameters, the simultaneous monitoring of hydrometeorological, hydrological and atmospheric conditions is equally as important. This would allow for unraveling and framing relationships between the evolution of water quality parameters and hazard factors, using measurements applying the same temporal and spatial resolution.
- **Expanding use of earth observation data (★★):** Remote sensing analysis using earth observation provides long-term and continuous data that allows for time series analysis and capturing relationships between water quality and hazard parameters. However, the results from this review indicated that remote sensing is currently being employed only for a limited number of variables. Despite the challenges in estimating optically inactive water quality parameters such as nutrients, most recently, attempts to construct retrieval models using machine learning to explore the spatiotemporal evolution such parameters have been observed (e.g., [Li et al., 2022](#)). Therefore, expanding the use of remote sensing for several variables such as nutrient concentrations, can be achieved by employing different machine learning algorithms and exploiting the available long time series data in combination with in-situ measurements.

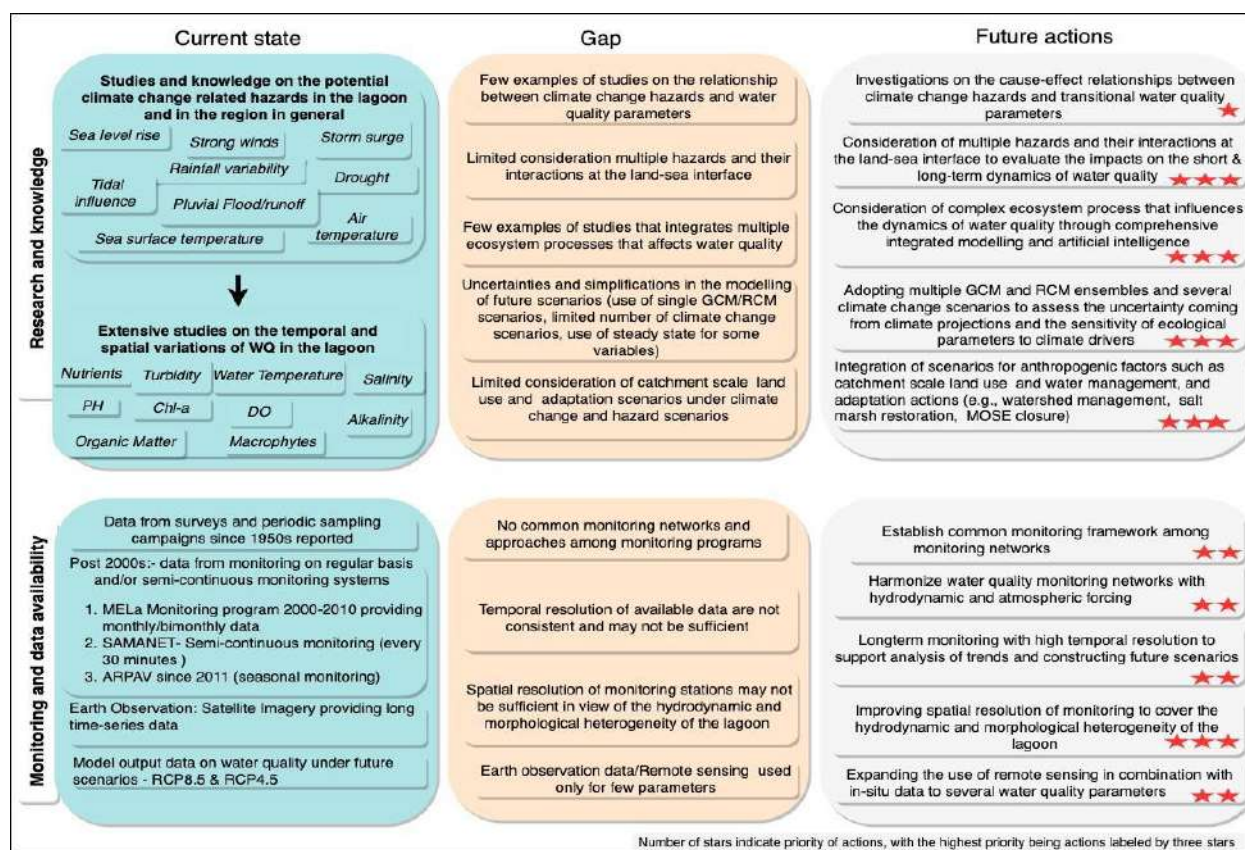


Figure 5.1. Current state, gaps and future development needs related to the monitoring, assessment and modeling of climate change multi-hazard impacts on the water quality of the Venice Lagoon (*the priority of the recommended actions are labeled by stars based on review results and experience experts; three stars indicate the highest priority actions*)

6. Conclusions and recommendations

Aiming to provide a basis for the design of monitoring and adaptation plan for the Venice lagoon, **a systematic review of global scientific literature** dealing with climate change multi-hazard impacts on transitional water quality was performed. Within the scope of the review, scientific papers published since 2000 dealing with the impacts of climate change hazards on different aspects of transitional water quality (physical, chemical and biological) were explored. The results showed that concerns on climate change impacts on transitional water quality have been increasing in recent years among the scientific community, which was proven by the majority of reviewed studies being published post 2015. The studies covered different geographic regions (with higher proportion USA followed by Australia), and various types of transitional ecosystems including coastal lagoons, estuaries, bays, and catchment-sea connections in general. The review identified a wide range of climate change hazards that affect transitional water quality through their influence on the hydrodynamics, morphodynamics and biogeochemical processes of transitional water ecosystems, including flooding, drought, sea level rise, storm surge, tidal flooding, strong regime variations, wildfire, SST, and cold events. These hazards lead to changes in physical, chemical and biological properties of transitional waters with cascading impacts on higher trophic level and the ecological status.

With respect to the Venice lagoon, the impacts of climate change were spatio-temporally analyzed by applying **a multi-parameter index** - CCMEWQI. In particular, the index was implemented to evaluate the water quality of the Venice Lagoon for good ecological status and aquatic life according to the Water Framework Directive (2000/60/CE) targets, and the tolerance to environmental conditions of some representative aquatic species in the Venice Lagoon, i.e., *Ruditapes philippinarum* (Malina clam) and *Aphanius fasciatus* (Killifish). There is evidence of climate change impacts on the ecological status and aquatic life in the Venice Lagoon. Extreme conditions are predicted to increase in both frequency and magnitude under future climate change scenarios. Their influences are expected to be in a heterogeneous manner in both space and time, with the conditions worsening by the end of the century. It is suggested that there will be a shift in the lagoonal ecosystems under the on-going and expected changes in the climate. The CCMEWQI is a useful tool for spatiotemporal analysis of water quality in the Venice Lagoon. The information on the spatiotemporal trends of water quality and the comparisons with water quality targets are integrated into a single value, facilitating the interpretation and communication of the water quality status in complex environmental systems to managers, decision-makers, and the public. By applying the

index to future scenarios, we found that the index is sensitive enough to assess the impacts of climate change on the ecological status and aquatic life in the Venice Lagoon. Moreover, it allowed the integration of the scopes, frequency, and amplitude of the non-compliance tests in the analysis. Hence, it provides a more comprehensive analysis of the extreme conditions in water quality to ecosystems under climate and anthropogenic influences. However, applying the three factors (Scope - F1; Frequency - F2; Amplitude - F3), we found the dominance in the F1 values compared to F2 and F3 in the formulation of the CCMEWQI score. In fact, the fewer variables considered, the more F1 influences the results. To minimize the imbalance in the contribution of factors to the final CCMEWQI score, we recommend the assignment of weights in the formulation of the index. Moreover, by contributing equally to the final index score, the roles of particular parameters with higher importance to the final water quality classification might be muted. In this setting, the weighted aggregation of parameters in the index might avoid the flattening in the classification of water quality. Moreover, the CCMEWQI is a generic index, which has the flexibility to adapt/expand by integrating different parameters and water quality targets based on the scope of the assessment. Therefore it allows further development of the assessment by integrating additional parameters, i.e., chlorophyll-a, turbidity, etc., where data availability allows. Within the scope of this study, climate change impacts on water quality of the Venice Lagoon were investigated for the medium- and long-term futures under scenario RCP 8.5. However, in response to the uncertainties of climate change, as well as the influences from hydraulic engineering projects (i.e., MOSE system), the same index could be further investigated using other climate change scenarios (e.g., RCP 4.5, RCP 2.6), integrating the operations of the MOSE .

In addition, **a review of scientific literature** was applied focusing the impact of climate change hazards on water quality in the Venice Lagoon, exploring the **current state of knowledge, monitoring and data availability, as well as methodological approaches** for the assessment of climate change impacts on transitional water quality, while highlighting the **challenges and needs for further developments**. Extensive documentations on the spatio-temporal variability, various monitoring programs, and data sources regarding the water quality of the lagoon were identified. These investigations were mainly based on observational data (in-situ and remote sensing) and/or process-based models, but were constrained by the focus on limited variables when it came to remote sensing, and the spatial and temporal resolutions of monitoring data. In studies that investigated future climate change scenarios, the use of single Global Climate Models (or nesting single Global-Regional Climate Models), static assumptions for certain climate variables, and limited consideration of land use and adaptation actions were also observed. Moreover, there was a limited

consideration of interactions between multiple hazards, and subsequent water quality alteration, as well as ecosystem processes and their dynamics in response to climate pressures. Therefore, it is recommended to: i) further explore long-term monitoring with high temporal and spatial resolutions; ii) expand remote sensing applications to evaluate the dynamics of several water quality parameters; iii) investigate the cause-effect relationships between climate change hazard and biogeochemical parameters while considering multi-hazard interactions at the land-sea interface; iv) develop a comprehensive methodology integrating different process-based models representing hydrodynamics, morphodynamics, nutrient and carbon cycles, and vegetation dynamics; v) thoroughly analyze the uncertainties linked to climate change projections and models, by adopting multiple Global/Regional Climate Models representing multiple future scenarios; and vi) integrate scenarios for land use, management, and adaptation actions. These recommendations could support strategic planning, decision making, and preparedness in responding to future hazards and extreme events in the Venice Lagoon.

7. References

- Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2012). *Water quality indices*. Elsevier.
- Abatzoglou, J. T., & Williams, A. P. (2016). Impact of anthropogenic climate change on wildfire across western US forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(42), 11770–11775. <https://doi.org/10.1073/pnas.1607171113>
- Acri, F., Braga, F., & Aubry, F. B. (2020). Long-term dynamics in nutrients, chlorophyll a and water quality parameters in the Lagoon of Venice. *SCIENTIA MARINA*, 84(3), 215–225. <https://doi.org/10.3989/scimar.05022.30A>
- Alfieri, L., Bisselink, B., Dottori, F., Naumann, G., de Roo, A., Salamon, P., Wyser, K., & Feyen, L. (2017). Global projections of river flood risk in a warmer world. *Earth's Future*, 5(2), 171–182. <https://doi.org/10.1002/2016EF000485>
- Angelats, E., Soriano-González, J., Fernández-Tejedor, M., & Alcaraz, C. (2022). COMBINED FLOODING AND WATER QUALITY MONITORING DURING SHORT EXTREME EVENTS USING SENTINEL 2: THE CASE STUDY OF GLORIA STORM IN EBRO DELTA. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, V-3–2022, 361–368. <https://doi.org/10.5194/isprs-annals-V-3-2022-361-2022>
- Anglès, S., Jordi, A., & Campbell, L. (2015). Responses of the coastal phytoplankton community to tropical cyclones revealed by high-frequency imaging flow cytometry. *Limnology and Oceanography*, 60(5), 1562–1576. <https://doi.org/10.1002/lno.10117>
- Anthony, A., Atwood, J., August, P. V., Byron, C., Cobb, J. S., Anthony, A., Atwood, J., August, P., Byron, C., Cobb, S., Foster, C., Fry, C., Gold, A., Hagos, K., Heffner, L., Kellogg, D. Q., Lellis-Dibble, K., Opaluch, J. J., Oviatt, C., ... Swift, J. (2009). *Coastal Lagoons and Climate Change: Ecological and Social Coastal Lagoons and Climate Change: Ecological and Social Ramifications in the U.S. Atlantic and Gulf Coast Ecosystems Ramifications in the U.S. Atlantic and Gulf Coast Ecosystems*. *Ecology and Society* 14(1): 8. <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art8/Availableat:http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art8/>
- Aria, M., & Cuccurullo, C. (2017). bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis. *Journal of Informetrics*, 11(4), 959–975. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.joi.2017.08.007>
- Arnell, N. W., & Gosling, S. N. (2016). The impacts of climate change on river flood risk at the global scale. *Climatic Change*, 134(3), 387–401. <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1084-5>
- Aslan, S., Zennaro, F., Furlan, E., & Critto, A. (2022). Recurrent neural networks for water quality assessment in complex coastal lagoon environments: A case study on the Venice Lagoon. *Environmental Modelling & Software*, 154, 105403. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2022.105403>
- Attrill, M. J., & Power, M. (2000). Modelling the effect of drought on estuarine water quality. *Water Research*, 34(5), 1584–1594. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00305-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00305-X)
- Auricht, H. C. C., Clarke, K. D., Lewis, M. M., & Mosley, L. M. (2018). Have droughts and increased water extraction from the Murray River (Australia) reduced coastal ocean productivity. *Marine and Freshwater Research*, 69(3), 343–356. <https://doi.org/10.1071/MF17226>
- Aubry, F. B., Acri, F., Scarpa, G. M., & Braga, F. (2020). Phytoplankton–macrophyte interaction in the lagoon of venice (Northern adriatic sea, italy). *Water (Switzerland)*, 12(10). <https://doi.org/10.3390/w12102810>

- Bartoli, M., Castaldelli, G., Nizzoli, D., Fano, E. A., & Viaroli, P. (2016). Manila clam introduction in the Sacca di Goro Lagoon (Northern Italy): ecological implications. *Bull. Jap. Fish. Res. Edu. Agen.*, 42(42), 43–52. <https://www.fra.affrc.go.jp/bulletin/bull/bull42/42-09.pdf>
- Baustian, M. M., Meselhe, E., Jung, H., Sadid, K., Duke-Sylvester, S. M., Visser, J. M., Allison, M. A., Moss, L. C., Ramatchandirane, C., Sebastiaan van Maren, D., Jeuken, M., & Bargu, S. (2018). Development of an Integrated Biophysical Model to represent morphological and ecological processes in a changing deltaic and coastal ecosystem. *Environmental Modelling & Software*, 109, 402–419. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.05.019>
- Bernardi Aubry, F., Acri, F., Scarpa, G. M., & Braga, F. (2020). Phytoplankton–Macrophyte Interaction in the Lagoon of Venice (Northern Adriatic Sea, Italy). *Water*, 12, 2810. <https://doi.org/10.3390/w12102810>
- Berti, M., Scardia, F., Carrer, C., & Sorrentino, F. (2022). Analysis of a comprehensive monthly dataset on nitrogen, phosphorus and organic carbon in the Venice lagoon waters (Italy). *EQA-International Journal of Environmental Quality*, 49, 1–11. <https://doi.org/110.6092/issn.2281-4485/14871>
- Bertolini, C., & Pastres, R. (2021). Tolerance landscapes can be used to predict species-specific responses to climate change beyond the marine heatwave concept: Using tolerance landscape models for an ecologically meaningful classification of extreme climate events. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 252(February), 107284. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107284>
- Bertolini, C., Royer, E., & Pastres, R. (2021). Multiple evidence for climate patterns influencing ecosystem productivity across spatial gradients in the venice lagoon. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(4). <https://doi.org/10.3390/jmse9040363>
- Biebl, R., & McRoy, C. P. (1971). Plasmatic resistance and rate of respiration and photosynthesis of *Zostera marina* at different salinities and temperatures. *Marine Biology*, 8(1), 48–56. <https://doi.org/10.1007/BF00349344>
- Bonardi, M., Tosi, L., Cucco, A., Umgieser, G., & Rizzetto, F. (2003). *Geomorphic processes and hydrodynamics in the Venice Lagoon, Italy: A case study*.
- Bonometto, A., Feola, A., Rampazzo, F., Gion, C., Berto D. and Ponis, E., & Brusa, B. R. (2019). Factors controlling sediment and nutrient fluxes in a small microtidal salt marsh within the Venice Lagoon. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 650(2), 1832–1845. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.142>
- Bracewell, S. A., Barros, T. L., Mayer-Pinto, M., Dafforn, K. A., Simpson, S. L., & Johnston, E. L. (2023). Contaminant pulse following wildfire is associated with shifts in estuarine benthic communities. *Environmental Pollution*, 316, 120533. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2022.120533>
- Braga, F., Scarpa, G. M., Brando, V. E., Manfè, G., & Zaggia, L. (2020). COVID-19 lockdown measures reveal human impact on water transparency in the Venice Lagoon. *Science of The Total Environment*, 736, 139612. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139612>
- Brás, T. A., Seixas, J., Carvalhais, N., & Jagermeyr, J. (2021). Severity of drought and heatwave crop losses tripled over the last five decades in Europe. *Environmental Research Letters*, 16(6). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abf004>
- Brusà, R. B., & Marina, Q. R. (2011). *Dalla pesca all'allevamento della vongola Filippina in Laguna di Venezia: "Il Preingrasso."*
- Bucchignani, E., Montesarchio, M., Zollo, A. L., & Mercogliano, P. (2016). High-resolution climate simulations with COSMO-CLM over Italy: performance evaluation and climate projections for the 21st century. *International Journal of Climatology*, 36(2), 735–756. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/joc.4379>

- Butler, I. R., Sommer, B., Zann, M., Zhao, J. X., & Pandolfi, J. M. (2015). The cumulative impacts of repeated heavy rainfall, flooding and altered water quality on the high-latitude coral reefs of Hervey Bay, Queensland, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 96(1–2), 356–367. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.047>
- Callaway, R., Shinn, A. P., Grenfell, S. E., Bron, J. E., Burnell, G., Cook, E. J., Crumlish, M., Culloty, S., Davidson, K., Ellis, R. P., Flynn, K. J., Fox, C., Green, D. M., Hays, G. C., Hughes, A. D., Johnston, E., Lowe, C. D., Lupatsch, I., Malham, S., ... Shields, R. J. (2012). Review of climate change impacts on marine aquaculture in the UK and Ireland. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22(3), 389–421. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/aqc.2247>
- Carregosa, V., Figueira, E., Gil, A. M., Pereira, S., Pinto, J., Soares, A. M. V. M., & Freitas, R. (2014). Tolerance of *Venerupis philippinarum* to salinity: Osmotic and metabolic aspects. *Comparative Biochemistry and Physiology - A Molecular and Integrative Physiology*, 171, 36–43. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2014.02.009>
- Canu, D. (2022). *Analisi degli impatti di due scenari di cambiamento climatico sulla biogeochimica: In Impatti, vulnerabilità e rischi indotti dal cambiamento del clima. Venezia 2021 Programma di ricerca scientifica per una laguna “regolata.”*
- Carr, E., Wingard, P., Yorty, S., Thompson- Hall, M., Jensen, N., & Roberson, J. (2007). Applying DPSIR to sustainable development. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology - INT J SUSTAIN DEV WORLD ECOL*, 14. <https://doi.org/10.1080/13504500709469753>
- Castelle, B., Marieu, V., Bujan, S., Splinter, K. D., Robinet, A., Sénéchal, N., & Ferreira, S. (2015). Impact of the winter 2013-2014 series of severe Western Europe storms on a double-barred sandy coast: Beach and dune erosion and megacusp embayments. *Geomorphology*, 238, 135–148. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.03.006>
- Çevirgen, S., Elwany, H., Pesce, M., & Zirino, A. (2020). Managing nutrient pollution in Venice Lagoon (Italy): a practical tool for assessment of water quality. *Sustainable Water Resources Management*, 6(3), 33. <https://doi.org/10.1007/s40899-020-00390-y>
- Chen, N., Krom, M. D., Wu, Y., Yu, D., & Hong, H. (2018). Storm induced estuarine turbidity maxima and controls on nutrient fluxes across river-estuary-coast continuum. *Science of the Total Environment*, 628–629, 1108–1120. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.060>
- Ciais, P., Reichstein, M., Viovy, N., Granier, A., Ogée, J., Allard, V., Aubinet, M., Buchmann, N., Bernhofer, C., Carrara, A., Chevallier, F., de Noblet, N., Friend, A. D., Friedlingstein, P., Grünwald, T., Heinesch, B., Keronen, P., Knohl, A., Krinner, G., ... Valentini, R. (2005). *Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003.* <https://doi.org/10.1038/nature03972>
- Cira, M., Bafna, A., Lee, C. M., Kong, Y., Holt, B., Ginger, L., Cawse-Nicholson, K., Rieves, L., & Jay, J. A. (2022). Turbidity and fecal indicator bacteria in recreational marine waters increase following the 2018 Woolsey Fire. *Scientific Reports*, 12(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-022-05945-x>
- Clark, B. M., Turpie, J. K., Cullis, J. D. S., Dawson, J., Dobinson, L., Kunneke, M. M., & Horn, A. (2022). The impacts of long-term flow reductions and an extreme drought on a large, permanently open estuary, and implications for setting the ecological reserve. *Water SA*, 48(2), 134–150. <https://doi.org/10.17159/wsa/2022.v48.i2.3927>
- Cossarini, G., Libralato, S., Salon, S., Gao, X., Giorgi, F., & Solidoro, C. (2008). Downscaling experiment for the Venice lagoon. II. Effects of changes in precipitation on biogeochemical properties. *Climate Research*, 38. <https://doi.org/10.3354/cr00758>

- Cossu, R., de Fraja Frangipane, E., Degobbis, D., Orio, A. A., & Andreottola, G. (1987). Pollution and Eutrophication in the Venice Lagoon. *Water Science and Technology*, 19(5–6), 813–822. <https://doi.org/10.2166/wst.1987.0259>
- Cozzani, V., Campedel, M., Renzi, E., & Krausmann, E. (2010). Industrial accidents triggered by flood events: Analysis of past accidents. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1–3), 501–509. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.033>
- Cucco, A., Umgiesser, G., Ferrarin, C., Perilli, A., Canu, D. M., & Solidoro, C. (2009). Eulerian and lagrangian transport time scales of a tidal active coastal basin. *Ecological Modelling*, 220(7), 913–922.
- Davis, S. E., Boucek, R., Castañeda-Moya, E., Dessu, S., Gaiser, E., Kominoski, J., Sah, J. P., Surratt, D., & Troxler, T. (2018). Episodic disturbances drive nutrient dynamics along freshwater-to-estuary gradients in a subtropical wetland. *Ecosphere*, 9(6), e02296. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ecs2.2296>
- Dadollahi-Sohrab, A., Arjomand, F., & Fadaei-Nasab, M. (2012). *Water quality index as a simple indicator of watersheds pollution in southwestern part of Iran*. *Water Environ. J.* 26, 445–454.
- Darmaraki, S., Somot, S., Sevault, F., & Nabat, P. (2019). Past Variability of Mediterranean Sea Marine Heatwaves. *Geophysical Research Letters*, 46(16), 9813–9823. <https://doi.org/10.1029/2019GL082933>
- Darmaraki, S., Somot, S., Sevault, F., Nabat, P., Cabos Narvaez, W. D., Cavicchia, L., Djurdjevic, V., Li, L., Sannino, G., & Sein, D. V. (2019). Future evolution of Marine Heatwaves in the Mediterranean Sea. *Climate Dynamics*, 53(3–4), 1371–1392. <https://doi.org/10.1007/s00382-019-04661-z>
- Di Camillo, C. G., & Cerrano, C. (2015). Mass mortality events in the NW Adriatic Sea: Phase shift from slow- to fast-growing organisms. *PLoS ONE*, 10(5), 1–23. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0126689>
- Didoné, E. J., Gomes Minella, J. P., Zanella, R., Osmar, & Prestes, D., Evrard, O., Elizeu, *, & Didoné, J. (2021). Mobilization and transport of pesticides with runoff and suspended sediment during flooding events in an agricultural catchment of Southern Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 39370–39386. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13303-z/Published>
- EEA. (1999). *Environmental indicators: Typology and overview*. Technical report No.25; European Environment Agency, Copenhagen.
- Evelpidou, N., Tzouxanioti, M., Gavalas, T., Spyrou, E., Saitis, G., Petropoulos, A., & Karkani, A. (2022). Assessment of Fire Effects on Surface Runoff Erosion Susceptibility: The Case of the Summer 2021 Forest Fires in Greece. *Land*, 11(1). <https://doi.org/10.3390/land11010021>
- Facca, C., Cavarro, F., Franzoi, P., & Malavasi, S. (2020). Lagoon resident fish species of conservation interest according to the habitat directive (92/43/CEE): A review on their potential use as ecological indicator species. *Water (Switzerland)*, 12(7), 1–26. <https://doi.org/10.3390/w12072059>
- Facca, C., Nicola, P., Ceoldo, S., Tibaldo, M., & Sriso, A. (2011). Trophic Conditions in the Waters of the Venice Lagoon (Northern Adriatic Sea, Italy). *The Open Oceanography Journal*, 5(1), 1–13. <https://doi.org/10.2174/1874252101105010001>
- Facca, C., & Sfriso, A. (2009). Phytoplankton in a transitional ecosystem of the Northern Adriatic Sea and its putative role as an indicator for water quality assessment. *Marine Ecology*, 30(4), 462–479. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2009.00347.x>
- Facca, C., Ceoldo, S., Pellegrino, N., & Sfriso, A. (2014). Natural Recovery and Planned Intervention in Coastal Wetlands: Venice Lagoon (Northern Adriatic Sea, Italy) as a Case Study. *The Scientific World Journal*, 2014, 968618. <https://doi.org/10.1155/2014/968618>

- Ferrari, G., Badetti, C., Petrizzo, A., Elisabetta Pisaroni, Berton, A., & Gurato, A. (2008). *Il monitoraggio SAMANET della qualità delle acque della laguna di Venezia: MINISTERO DELLE INFRASTRUTTURE E DEI TRASPORTI Il Dirigente dell'Ispettorato Giampietro Mayerle Responsabile del progetto*. <http://www.magisacque.it>
- Ferreira, N. C., Bonetti, C., & Seiffert, W. Q. (2011). Hydrological and Water Quality Indices as management tools in marine shrimp culture. *Aquaculture*, 318(3–4), 425–433. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.05.045>
- Franzoi, P., Franco, A., & Torricelli, P. (2010). Fish assemblage diversity and dynamics in the Venice lagoon. *Rendiconti Lincei*, 21(3), 269–281. <https://doi.org/10.1007/s12210-010-0079-z>
- Free, G., Bresciani, M., Pinardi, M., Simis, S., Liu, X., Albergel, C., & Giardino, C. (2022). Investigating lake chlorophyll-a responses to the 2019 European double heatwave using satellite remote sensing. *Ecological Indicators*, 142. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109217>
- Furlan, E., Torresan, S., Critto, A., Lovato, T., Solidoro, C., Lazzari, P., & Marcomini, A. (2019). Cumulative Impact Index for the Adriatic Sea: Accounting for interactions among climate and anthropogenic pressures. *Science of The Total Environment*, 670, 379–397. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.021>
- Furlan, E., Torresan, S., Critto, A., & Marcomini, A. (2018). Spatially explicit risk approach for multi-hazard assessment and management in marine environment: The case study of the Adriatic Sea. *Science of The Total Environment*, 618, 1008–1023. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.076>
- Gačić, M., Kovačević, V., Mazzoldi, A., Paduan, J., Arena, F., Mosquera, I. M., Gelsi, G., & Arcari, G. (2002). Measuring water exchange between the Venetian Lagoon and the open sea. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 83(20), 217–222. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2002EO000147>
- Gallina, V., Torresan, S., Zabeo, A., Critto, A., Glade, T., & Marcomini, A. (2020). A Multi-Risk Methodology for the Assessment of Climate Change Impacts in Coastal Zones. *Sustainability*, 12(9). <https://doi.org/10.3390/su12093697>
- Gaspar, F. L., Pinheiro, B. R., Noriega, C. E. D., Araujo, M., Lefèvre, N., & Montes, M. de J. F. (2018). Alkalinity, inorganic carbon and CO₂ flux variability during extreme rainfall years (2010–2011) in two polluted tropical estuaries NE Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 66(1), 115–130. <https://doi.org/10.1590/s1679-87592018149406601>
- Ghezzi, M., Pellizzato, M., De Pascalis, F., Silvestri, S., & Umgiesser, G. (2018). Natural resources and climate change: A study of the potential impact on Manila clam in the Venice lagoon. *Science of the Total Environment*, 645, 419–430. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.060>
- Ghezzi, M., Sarretta, A., Sigovini, M., Guerzoni, S., Tagliapietra, D., & Umgiesser, G. (2011). Modeling the inter-annual variability of salinity in the lagoon of Venice in relation to the water framework directive typologies. *Ocean and Coastal Management*, 54(9), 706–719. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.06.007>
- Gordon, N., Perissinotto, R., & Miranda, N. A. F. (2016). Microalgal dynamics in a shallow estuarine lake: Transition from drought to wet conditions. *Limnologia*, 60, 20–30. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.05.010>
- Gaume, E., Bain, V., Bernardara, P., Newinger, O., Barbuc, M., Bateman, A., Blaškovičová, L., Blöschl, G., Borga, M., Dumitrescu, A., Daliakopoulos, I., Garcia, J., Irimescu, A., Kohnova, S., Koutroulis, A., Marchi, L., Matreata, S., Medina, V., Preciso, E., ... Viglione, A. (2009). A compilation of data on European flash floods. *Journal of Hydrology*, 367(1–2), 70–78. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.12.028>

- Gonz Alez Castro, M., De Astarloa, I., Cousseau, B., Figueroa, E., Delpiani, M., Bruno, . O., Guzzoni, M., Blasina, E., & Deli Antoni, M. Y. (2009). Fish composition in a south-western Atlantic temperate coastal lagoon: spatial-temporal variation and relationships with environmental variables. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(3). <https://doi.org/10.1017/S0025315409003002>
- Guasmi, I., Hadji, F., & Yebdri, L. (2022). Quality assessment of reclaimed water for irrigation purpose and aquatic life protection in the Mekerra sub-watershed (NW Algeria). *Modeling Earth Systems and Environment*, 8(3), 3399–3412. <https://doi.org/10.1007/s40808-021-01305-2>
- Guerzoni, S., & Tagliapietra, D. (2006). Atlante della laguna. *Marsilio Venezia*, 242.
- Hahn, S., Rodolfo-Metalpa, R., Griesshaber, E., Schmahl, W. W., Buhl, D., Hall-Spencer, J. M., Baggini, C., Fehr, K. T., & Immenhauser, A. (2012). Marine bivalve shell geochemistry and ultrastructure from modern low pH environments: Environmental effect versus experimental bias. *Biogeosciences*, 9(5), 1897–1914. <https://doi.org/10.5194/bg-9-1897-2012>
- Hamill, K. (2010). *Southland Water 2010: Our Ecosystems Technical Report for lakes and lagoons*. 1–44. http://www.es.govt.nz/media/13926/our_ecosystems_-_technical_report_for_lakes_and_lagoons.pdf
- Harley, C. D. G., Randall Hughes, A., Hultgren, K. M., Miner, B. G., Sorte, C. J. B., Thornber, C. S., Rodriguez, L. F., Tomanek, L., & Williams, S. L. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9(2), 228–241. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00871.x>
- Harding, L. W., Adolf, J. E., Mallonee, M. E., Miller, W. D., Gallegos, C. L., Perry, E. S., Johnson, J. M., Sellner, K. G., & Paerl, H. W. (2015). Climate effects on phytoplankton floral composition in Chesapeake Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 162, 53–68. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.12.030>
- Howley, C., Devlin, M., & Burford, M. (2018). Assessment of water quality from the Normanby River catchment to coastal flood plumes on the northern Great Barrier Reef, Australia. *Marine and Freshwater Research*, 69(6), 859–873. <https://doi.org/10.1071/MF17009>
- Howarth, R. W., & Marino, R. (2006). Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, 51(1part2), 364–376. https://doi.org/https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0364
- IPCC. (2012). *Summary for Policymakers. In: Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation* [Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.)]. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, pp. 1-19.
- IPCC. (2022). *Summary for Policymakers In: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, .
- Imsland, A. K., Foss, A., Gunnarsson, S., Berntssen, M. H. G., FitzGerald, R., Bonga, S. W., Ham, E. v, Nævdal, G., & Stefansson, S. O. (2001). The interaction of temperature and salinity on growth and food conversion in juvenile turbot (*Scophthalmus maximus*). *Aquaculture*, 198(3), 353–367. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(01\)00507-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0044-8486(01)00507-5)

- Izaditame, F., Siebecker, M. G., & Sparks, D. L. (2022). Sea-level-rise-induced flooding drives arsenic release from coastal sediments. *Journal of Hazardous Materials*, 423, 127161. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127161>
- Jaegge, A. C., Raabe, J. M., Phillips, Z. B., Bernard, T. L., & Stauffer, B. A. (2022). Flood-driven increases in phytoplankton biomass and cyanobacteria abundance in the western Atchafalaya-Vermilion Bay System, Louisiana. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05029-x>
- Juza, M., Fernández-Mora, À., & Tintoré, J. (2022). Sub-Regional Marine Heat Waves in the Mediterranean Sea From Observations: Long-Term Surface Changes, Sub-Surface and Coastal Responses. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.785771>
- Kannel, P. R., Lee, S., Lee, Y.-S., Kanel, S. R., & Khan, S. P. (2007). Application of water quality indices and dissolved oxygen as indicators for river water classification and urban impact assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 132, 93–110.
- Khajuria, A., & Ravindranath. (2012). Climate Change Vulnerability Assessment: Approaches DPSIR Framework and Vulnerability Index. *Journal of Earth Science & Climatic Change*, 3. <https://doi.org/10.4172/2157-7617.1000109>
- Kirezci, E., Young, I. R., Ranasinghe, R., Muis, S., Nicholls, R. J., Lincke, D., & Hinkel, J. (2020). Projections of global-scale extreme sea levels and resulting episodic coastal flooding over the 21st Century. *Scientific Reports*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67736-6>
- Krausmann, E., Renn, E., Campedel, M., & Cozzani, V. (2011). Industrial accidents triggered by earthquakes, floods and lightning: Lessons learned from a database analysis. *Natural Hazards*, 59(1), 285–300. <https://doi.org/10.1007/s11069-011-9754-3>
- Kristensen, P. (2004). The DPSIR Framework. *Paper Presented at the 27-29 September 2004 Workshop on a Comprehensive / Detailed Assessment of the Vulnerability of Water Resources to Environmental Change in Africa Using River Basin Approach. UNEP Headquarters, Nairobi, Kenya.*
- Kristiadi, Y., Sari, R. F., Herdiansyah, H., Hasibuan, H. S., & Lim, T. H. (2022). Developing DPSIR Framework for Managing Climate Change in Urban Areas: A Case Study in Jakarta, Indonesia. *Sustainability*, 14(23). <https://doi.org/10.3390/su142315773>
- Kumari Gupta, V., Sen, A., Pattnaik, K., Rastogi, G., & Bhadury, P. (2019). Long-term monitoring of benthic foraminiferal assemblages from Asia's largest tropical coastal lagoon, Chilika, India. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 99(2), 311–330. <https://doi.org/10.1017/S0025315418000085>
- Lassen, M. K., Nielsen, K. D., Richardson, K., Garde, K., & Schlüter, L. (2010). The effects of temperature increases on a temperate phytoplankton community — A mesocosm climate change scenario. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 383(1), 79–88. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jembe.2009.10.014>
- Lee, R. S., Mancini, S., Martinez, G., & Lindsay, M. (2011). Resolving environmental dynamics in Port Phillip Bay, using high repeat sampling off the Spirit of Tasmania. *20th Australasian Coastal and Ocean Engineering Conference 2011 and the 13th Australasian Port and Harbour Conference 2011, COASTS and PORTS 2011*, 561–566. <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84874126006&partnerID=40&md5=f3fb5782010d80e669db9d96e9e72448>
- Lehman, P. W., Kurobe, T., Lesmeister, S., Baxa, D., Tung, A., & Teh, S. J. (2017). Impacts of the 2014 severe drought on the Microcystis bloom in San Francisco Estuary. *Harmful Algae*, 63, 94–108. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2017.01.011>
- Lehman, P. W., Kurobe, T., Lesmeister, S., Lam, C., Tung, A., Xiong, M., & Teh, S. J. (2018). Strong differences characterize Microcystis blooms between successive severe drought

- years in the San Francisco Estuary, California, USA. *Aquatic Microbial Ecology*, 81(3), 293–299. <https://doi.org/10.3354/ame01876>
- Lehman, P. W., Marr, K., Boyer, G. L., Acuna, S., & Teh, S. J. (2013). Long-term trends and causal factors associated with Microcystis abundance and toxicity in San Francisco Estuary and implications for climate change impacts. *Hydrobiologia*, 718(1), 141–158. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1612-8>
- Leonardos, I., Sinis, A., & Petridis, D. (1996). INFLUENCE OF ENVIRONMENTAL FACTORS ON THE POPULATION DYNAMICS OF APHANIUS FASCIATUS (NARDO, 1827) (PISCES: CYPRINODONTIDAE) IN THE LAGOONS MESSOLONGI AND ETOLIKON (W. GREECE). *Israel Journal of Zoology*, 42(3), 231–249. <https://doi.org/10.1080/00212210.1996.10688845>
- Li, N., Ning, Z., Chen, M., Wu, D., Hao, C., Zhang, D., Bai, R., Liu, H., Chen, X., Li, W., Zhang, W., Chen, Y., Li, Q., & Zhang, L. (2022). Satellite and Machine Learning Monitoring of Optically Inactive Water Quality Variability in a Tropical River. *Remote Sensing*, 14(21). <https://doi.org/10.3390/rs14215466>
- Li, Q., Sun, S., Zhang, F., Wang, M., & Li, M. (2019). Effects of hypoxia on survival, behavior, metabolism and cellular damage of Manila clam (*Ruditapes philippinarum*). *PLoS ONE*, 14(4), 1–21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215158>
- Lionello, P., Barriopedro, D., Ferrarin, C., Nicholls, R. J., Orlić, M., Raicich, F., Reale, M., Umgiesser, G., Vousdoukas, M., & Zanchettin, D. (2021). Extreme floods of Venice: Characteristics, dynamics, past and future evolution (review article). In *Natural Hazards and Earth System Sciences* (Vol. 21, Issue 8, pp. 2705–2731). Copernicus GmbH. <https://doi.org/10.5194/nhess-21-2705-2021>
- Liu, W.-C., & Chan, W.-T. (2016). Assessment of Climate Change Impacts on Water Quality in a Tidal Estuarine System Using a Three-Dimensional Model. In *Water* (Vol. 8, Issue 2). <https://doi.org/10.3390/w8020060>
- Macías-Tapia, A., Mulholland, M. R., Selden, C. R., Loftis, J. D., & Bernhardt, P. W. (2021). Effects of tidal flooding on estuarine biogeochemistry: Quantifying flood-driven nitrogen inputs in an urban, lower Chesapeake Bay sub-tributary. *Water Research*, 201, 117329. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117329>
- Martinez, P., Al-Hussein, M., & Ahmad, R. (2019). A scientometric analysis and critical review of computer vision applications for construction. *Automation in Construction*, 107, 102947. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.autcon.2019.102947>
- Masselink, G., Scott, T., Poate, T., Russell, P., Davidson, M., & Conley, D. (2016). The extreme 2013/2014 winter storms: Hydrodynamic forcing and coastal response along the southwest coast of England. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41(3), 378–391. <https://doi.org/10.1002/esp.3836>
- Micheletti, C., Gottardo, S., Critto, A., Chiarato, S., & Marcomini, A. (2011). Environmental quality of transitional waters: The lagoon of Venice case study. *Environment International*, 37(1), 31–41. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.06.009>
- Miyittah, M. K., Tulashie, S. K., Tsyawo, F. W., Sarfo, J. K., & Darko, A. A. (2020). Assessment of surface water quality status of the Aby Lagoon System in the Western Region of Ghana. *Heliyon*, 6(7). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04466>
- Molinarioli, E., Guerzoni, S., Sarretta, A., Cucco, A., & Umgiesser, G. (2007). Links between hydrology and sedimentology in the Lagoon of Venice, Italy. *Journal of Marine Systems*, 68, 303–317. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2006.12.003>
- Moss, B. (2011). Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters*, 1(2), 101–105. <https://doi.org/10.5268/iw-1.2.359>

- Mulholland, M. R., Macías-Tapia, A., & Loftis, J. D. (2022). Water quality impacts from tidal flooding in Southern Chesapeake Bay. *OCEANS 2022, Hampton Roads*, 1–5. <https://doi.org/10.1109/OCEANS47191.2022.9977117>
- Najjar, R., Walker, H., Anderson, P., Barron, E., Bord, R., Gibson, J., Kennedy, V., Knight, C., Megonigal, P., O'Connor, R., Polsky, C., Psuty, N., Richards, B., Sorenson, L., Steele, E., & Swanson, R. (2000). The potential impacts of climate change on the mid-Atlantic coastal region. *Climate Research*, 14, 219–233. <https://doi.org/10.3354/cr014219>
- Neary, B., Cash, K., Hebert, S., Khan, H., Saffran, K., Swain, L., Williamson, D., & Wright, R. (2001). *CCME WATER QUALITY INDEX 1.0 Technical Report*. 13. [http://www.ccme.ca/files/Resourses/calculators/WQI Technical Report \(en\).pdf](http://www.ccme.ca/files/Resourses/calculators/WQI%20Technical%20Report%20(en).pdf)
- Nelson, S. G., Armstrong, D. A., Knight, A. W., & Li, H. W. (1977). The effects of temperature and salinity on the metabolic rate of juvenile *Macrobrachium rosenbergii* (Crustacea: Palaemonidae). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 56(4), 533–537. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0300-9629\(77\)90281-X](https://doi.org/10.1016/0300-9629(77)90281-X)
- Neumann, B., Vafeidis, A., Zimmermann, J., & Nicholls, R. J. (2015). Future Coastal Population Growth and Exposure to Sea-Level Rise and Coastal Flooding - A Global Assessment. *PLOS ONE*, 10(3), 1–34. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118571>
- Newton, A., Brito, A. C., Icely, J. D., Derolez, V., Clara, I., Angus, S., Schernewski, G., Inácio, M., Lillebø, A. I., Sousa, A. I., Béjaoui, B., Solidoro, C., Tosic, M., Cañedo-Argüelles, M., Yamamuro, M., Reizopoulou, S., Tseng, H. C., Canu, D., Roselli, L., ... Khokhlov, V. (2018). Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. In *Journal for Nature Conservation* (Vol. 44, pp. 50–65). Elsevier GmbH. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.02.009>
- Newton, A., Carruthers, T. J. B., & Icely, J. (2012). The coastal syndromes and hotspots on the coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 96, 39–47. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.07.012](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.07.012)
- Newton, A., Icely, J., Cristina, S., Brito, A., Cardoso, A. C., Colijn, F., Riva, S. D., Gertz, F., Hansen, J. W., Holmer, M., Ivanova, K., Leppäkoski, E., Canu, D. M., Mocenni, C., Mudge, S., Murray, N., Pejrup, M., Razinkovas, A., Reizopoulou, S., ... Zaldívar, J. M. (2014). An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 140, 95–122. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.05.023>
- Nicholls, R. J., Wong, P. P., Burkett, V., Codignotto, J. O., Hay, J., McLean, R. F., Ragoonaden, S., Woodroffe, C. D., & Press, C. U. (2007). *Coastal systems and low-lying areas* (pp. 315–356). Cambridge University Press. <http://pubs.er.usgs.gov/publication/70204340>
- OECD. (1993). *OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. A Synthesis Report by the Group on the State of the Environment*. [https://one.oecd.org/document/OCDE/GD\(93\)179/En/pdf](https://one.oecd.org/document/OCDE/GD(93)179/En/pdf)
- Oliveira, V. H., Sousa, M. C., Morgado, F., & Dias, J. M. (2019). Modeling the impact of extreme river discharge on the nutrient dynamics and dissolved oxygen in two adjacent estuaries (Portugal). *Journal of Marine Science and Engineering*, 7(11). <https://doi.org/10.3390/jmse7110412>
- Onodera, S.-I., Sawano, M., Saito, M., & Takahashi, H. (2007). Effect of frequent storms on nutrient discharge in a mountainous coastal catchment, western Japan. *IAHS-AISH Publication*, 314, 108–116. [https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-55749090832&partnerID=40&md5=a b48b0230b848f086c3a3fcf5a4e40a7](https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-55749090832&partnerID=40&md5=a%20b48b0230b848f086c3a3fcf5a4e40a7)
- Ouzzani, M., Hammady, H., Fedorowicz, Z., & Elmagarmid, A. (2016). Rayyan—a web and mobile app for systematic reviews. *Systematic Reviews*, 5(1), 210. <https://doi.org/10.1186/s13643-016-0384-4>

- Oviatt, C., Stoffel, H., Huizenga, K., Reed, L., Codiga, D., & Fields, L. (2022). A tale of two spring blooms in a northeast estuary of the USA: how storms impact nutrients, multiple trophic levels and hypoxia. *Hydrobiologia*, 849(5), 1131–1148. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04768-7>
- Paerl, H. W., Peierls, B. L., Hall, N. S., Joyner, A. R., Christian, R. R., Bales, J. D., Riggs, S. R., & Press, C. R. C. (2010). Assessing the response of the Pamlico Sound, North Carolina, USA to human and climatic disturbances: Management implications. In *Coastal lagoons: Critical habitats of environmental change* (pp. 17–42). CRC Press. <http://pubs.er.usgs.gov/publication/70193305>
- Paerl, H. W., Valdes, L. M., Piehler, M. F., & Stow, C. A. (2006). Assessing the effects of nutrient management in an estuary experiencing climatic change: The Neuse River Estuary, North Carolina. *Environmental Management*, 37(3), 422–436. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0034-9>
- Paesanti, F., & Pellizzato, M. (2000). *Tapes philippinarum: manuale sulla vongola verace d'allevamento*.
- Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., Shamseer, L., Tetzlaff, J. M., Akl, E. A., Brennan, S. E., Chou, R., Glanville, J., Grimshaw, J. M., Hróbjartsson, A., Lalu, M. M., Li, T., Loder, E. W., Mayo-Wilson, E., McDonald, S., ... Moher, D. (2021). The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews. *BMJ*, 372. <https://doi.org/10.1136/bmj.n71>
- Paprotny, D., Sebastian, A., Morales-Nápoles, O., & Jonkman, S. N. (2018). Trends in flood losses in Europe over the past 150 years. *Nature Communications*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04253-1>
- Patrício, J., Elliott, M., Mazik, K., Papadopolou, K.-N., & Smith, C. J. (2016). DPSIR—Two Decades of Trying to Develop a Unifying Framework for Marine Environmental Management? *Frontiers in Marine Science*, 3. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00177>
- Pellizzato, M., & Da Ros, L. (2005). Clam farming quality as a management tool: A proposal based on recent studies in Northern Adriatic lagoons. *Aquaculture International*, 13(1), 57–66. <https://doi.org/10.1007/s10499-004-9030-6>
- Pesce, M., Critto, A., Torresan, S., Giubilato, E., Santini, M., Zirino, A., Ouyang, W., & Marcomini, A. (2018). Modelling climate change impacts on nutrients and primary production in coastal waters. *Science of the Total Environment*, 628–629, 919–937. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.131>
- Pesce, M., Critto, A., Torresan, S., Giubilato, E., Pizzol, L., & Marcomini, A. (2019). Assessing uncertainty of hydrological and ecological parameters originating from the application of an ensemble of ten global-regional climate model projections in a coastal ecosystem of the lagoon of Venice, Italy. *Ecological Engineering*, 133(April), 121–136. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.04.011>
- Pivato, M., Carniello, L., Viero, D., Soranzo, C., Defina, A., & Silvestri, S. (2019). Remote Sensing for Optimal Estimation of Water Temperature Dynamics in Shallow Tidal Environments. *Remote Sensing*, 12, 51. <https://doi.org/10.3390/rs12010051>
- Ponti, M., Castellini, A., Ragazzoni, A., Gamba, E., Ceccherelli, V. U., & Abbiati, M. (2017). Decline of the Manila clams stock in the northern Adriatic lagoons: A survey on ecological and socio-economic aspects. *Acta Adriatica*, 58(1), 89–104. <https://doi.org/10.32582/aa.58.1.7>
- Rabalais, N. N., Turner, R. E., Díaz, R. J., & Justić, D. (2009). Global change and eutrophication of coastal waters. *ICES Journal of Marine Science*, 66(7), 1528–1537. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp047>
- Ravera, O. (2000). The Lagoon of Venice: the result of both natural factors and human influence. *Journal of Limnology*, 59, 19. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2000.19>

- Regier, P., Larsen, L., Cawley, K., & Jaffé, R. (2020). Linking Hydrology and Dissolved Organic Matter Characteristics in a Subtropical Wetland: A Long-Term Study of the Florida Everglades. *Global Biogeochemical Cycles*, 34(12). <https://doi.org/10.1029/2020GB006648>
- Rodrigues, L. C., Van Den Bergh, J. C. J. M., Massa, F., Theodorou, J. A., Ziveri, P., & Gazeau, F. (2015). Sensitivity of Mediterranean Bivalve Mollusc Aquaculture to Climate Change, Ocean Acidification, and Other Environmental Pressures: Findings from a Producer Survey. *Journal of Shellfish Research*, 34(3), 1161–1176. <https://doi.org/10.2983/035.034.0341>
- Sagan, V., Peterson, K. T., Maimaitijiang, M., Sidike, P., Sloan, J., Greeling, B. A., Maalouf, S., & Adams, C. (2020). Monitoring inland water quality using remote sensing: potential and limitations of spectral indices, bio-optical simulations, machine learning, and cloud computing. *Earth-Science Reviews*, 205, 103187. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103187>
- Salon, S., Cossarini, G., Libralato, S., Gao, X., Solidoro, C., & F, G. (2008). Downscaling experiment for the Venice lagoon. I. Validation of the present-day precipitation climatology. *Climate Research*, 38, 31–41. <https://doi.org/10.3354/cr00757>
- Sánchez-Arcilla, A., Möso, C., Sierra, J. P., Mestres, M., Harzallah, A., Senouci, M., & Raey, M. El. (2011). Climatic drivers of potential hazards in Mediterranean coasts. *Regional Environmental Change*, 11(3), 617–636. <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0193-6>
- Santella, N., Steinberg, L. J., & Sengul, H. (2010). Petroleum and hazardous material releases from industrial facilities associated with hurricane katrina. *Risk Analysis*, 30(4), 635–649. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2010.01390.x>
- Santini, F., Alberotanza, L., Cavalli, R. M., & Pignatti, S. (2010). A two-step optimization procedure for assessing water constituent concentrations by hyperspectral remote sensing techniques: An application to the highly turbid Venice lagoon waters. *Remote Sensing of Environment*, 114(4), 887–898. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.12.001>
- Scanes, P. R., Ferguson, A., & Potts, J. (2020). Catastrophic events and estuarine connectivity influence presence of aquatic macrophytes and trophic status of intermittently-open coastal lagoons in eastern Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 238, 106732. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106732>
- Scavia, D., Field, J. C., Boesch, D. F., Buddemeier, R. W., Burkett, V., Cayan, D. R., Fogarty, M., Harwell, M. A., Howarth, R. W., Mason, C., Reed, D. J., Royer, T. C., Sallenger, A. H., & Titus, J. G. (2002). Climate change impacts on U.S. coastal and marine ecosystems. *Estuaries*, 25(2), 149–164. <https://doi.org/10.1007/BF02691304>
- Schaffelke, B., Carleton, J., Skuza, M., Zagorskis, I., & Furnas, M. J. (2012). Water quality in the inshore Great Barrier Reef lagoon: Implications for long-term monitoring and management. *Marine Pollution Bulletin*, 65(4–9), 249–260. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.10.031>
- Sfriso, A., Buosi, A., Mistri, M., Munari, C., Franzoi, P., & Sfriso, A. A. (2019). Long-term changes of the trophic status in transitional ecosystems of the northern Adriatic Sea, key parameters and future expectations: The lagoon of Venice as a study case. *Nature Conservation*, 34, 193–215. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.34.30473>
- Sfriso, A., Buosi, A., Tomio, Y., Juhmani, A.-S., Mistri, M., Munari, C., & Sfriso, A. A. (2021). Trends of Nitrogen and Phosphorus in Surface Sediments of the Lagoons of the Northern Adriatic Sea. *Water*, 13(20). <https://doi.org/10.3390/w13202914>
- Shimizu, Y., Onodera, S.-I., & Saito, M. (2011). Effect of climate change on nutrient discharge in a coastal area, western Japan. *IAHS-AISH Publication*, 348, 172–177. <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84860564797&partnerID=40&md5=88ee002e8dcc843aaab6c1aca6a6f099>

- Solidoro, C., Bandelj, V., Bernardi, F., Camatti, E., Ciavatta, S., Cossarini, G., Facca, C., Franzoi, P., Libralato, S., Melaku, C. D., Pastres, R., Pranovi, F., Raicevich, S., Socal, G., Sfriso, A., Sigovini, M., Tagliapietra, D., & Torricelli, P. (2010). *Response of Venice Lagoon Ecosystem to Natural and Anthropogenic Pressures over the Last 50 Years*.
- Solidoro, C., Pastres, R., Cossarini, G., & Ciavatta, S. (2004). Seasonal and spatial variability of water quality parameters in the lagoon of Venice. *Journal of Marine Systems*, 51(1), 7–18. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2004.05.024>
- Smyth, K., & Elliott, M. (2016). 161Effects of changing salinity on the ecology of the marine environment. In M. Solan & N. Whiteley (Eds.), *Stressors in the Marine Environment: Physiological and ecological responses; societal implications* (p. 0). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198718826.003.0009>
- Spinoni, J., Barbosa, P., Bucchignani, E., Cassano, J., Cavazos, T., Christensen, J. H., Christensen, O. B., Coppola, E., Evans, J., Geyer, B., Giorgi, F., Hadjinicolaou, P., Jacob, D., Katzfey, J., Koenigk, T., Laprise, R., Lennard, C. J., Kurnaz, M. L., Delei, L. I., ... Dosio, A. (2020). Future global meteorological drought hot spots: A study based on CORDEX data. *Journal of Climate*, 33(9), 3635–3661. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-19-0084.1>
- Stoner, J. D. (1978). *Water-quality indices for specific water uses*. Department of the Interior, Geological Survey Arlington, VA, USA.
- Tilloy, A., Malamud, B. D., Winter, H., & Joly-Laugel, A. (2019). A review of quantification methodologies for multi-hazard interrelationships. *Earth-Science Reviews*, 196, 102881. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.102881>
- Tobai, M., & Miyama, Y. (1995). Influence of Temperature on the Sexual Maturation in Manila Clam, *Ruditapes philippinarum*. *Aquaculture Sciences*, H7, 305–314. https://pdfs.semanticscholar.org/bdb7/5c1696e4f35ccb19625383d182e0381f2b8e.pdf?_ga=2.114313031.1345363000.1585823802-1850860422.1554274966
- Torresan, S., Gallina, V., Gualdi, S., Bellafigliore, D., Umgieser, G., Carniel, S., Sclavo, M., Benetazzo, A., Giubilato, E., & Critto, A. (2019). Assessment of Climate Change Impacts in the North Adriatic Coastal Area. Part I: A Multi-Model Chain for the Definition of Climate Change Hazard Scenarios. *Water*, 11(6). <https://doi.org/10.3390/w11061157>
- Tramblay, Y., Koutroulis, A., Samaniego, L., Vicente-Serrano, S. M., Volaire, F., Boone, A., Le Page, M., Llasat, M. C., Albergel, C., Burak, S., Cailleret, M., Kalin, K. C., Davi, H., Dupuy, J. L., Greve, P., Grillakis, M., Hanich, L., Jarlan, L., Martin-StPaul, N., ... Polcher, J. (2020). Challenges for drought assessment in the Mediterranean region under future climate scenarios. In *Earth-Science Reviews* (Vol. 210). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103348>
- Trefry, J. H., & Fox, A. L. (2021). Extreme Runoff of Chemical Species of Nitrogen and Phosphorus Threatens a Florida Barrier Island Lagoon. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.752945>
- Uddin, Md. G., Nash, S., & Olbert, A. I. (2021). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*, 122, 107218. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>
- Umgieser, G. (1997). Modelling the Venice Lagoon. *International Journal of Salt Lake Research*, 6(2), 175–199. <https://doi.org/10.1023/A:1009081810413>
- Uncles, R. J., Hooper, T., Stephens, J. A., & Harris, C. (2018). Seasonal variability of turbidity, salinity, temperature and suspended chlorophyll in a strongly tidal sub-estuary: The Lynher Marine Conservation Zone. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 212, 253–264. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.07.017>
- Valiela, I., McClelland, J., Hauxwell, J., Behr, P. J., Hersh, D., & Foreman, K. (1997). Macroalgal blooms in shallow estuaries: Controls and ecophysiological and ecosystem consequences.

- Limnology and Oceanography*, 42(5 II), 1105–1118.
https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.5_part_2.1105
- Vargas Zeppetello, L. R., Raftery, A. E., & Battisti, D. S. (2022). Probabilistic projections of increased heat stress driven by climate change. *Communications Earth & Environment*, 3(1). <https://doi.org/10.1038/s43247-022-00524-4>
- Velasco, A. M., Pérez-Ruzafa, A., Martínez-Paz, J. M., & Marcos, C. (2018). Ecosystem services and main environmental risks in a coastal lagoon (Mar Menor, Murcia, SE Spain): The public perception. *Journal for Nature Conservation*, 43, 180–189.
<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2017.11.002>
- Vollenweider, R. A. (1992). Coastal marine eutrophication: principles and control. In R. A. Vollenweider, R. Marchetti, & R. Viviani (Eds.), *Marine Coastal Eutrophication* (pp. 1–20). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-444-89990-3.50011-0>
- Vousdoukas, M. I., Mentaschi, L., Voukouvalas, E., Verlaan, M., & Feyen, L. (2017). Extreme sea levels on the rise along Europe's coasts. *Earth's Future*, 5(3), 304–323.
<https://doi.org/10.1002/2016EF000505>
- Vousdoukas, M. I., Mentaschi, L., Voukouvalas, E., Verlaan, M., Jevrejeva, S., Jackson, L. P., & Feyen, L. (2018). Global probabilistic projections of extreme sea levels show intensification of coastal flood hazard. *Nature Communications*, 9(1), 2360.
<https://doi.org/10.1038/s41467-018-04692-w>
- Voynova, Y. G., Brix, H., Petersen, W., Weigelt-Krenz, S., & Scharfe, M. (2017). Extreme flood impact on estuarine and coastal biogeochemistry: The 2013 Elbe flood. *Biogeosciences*, 14(3), 541–557. <https://doi.org/10.5194/bg-14-541-2017>
- Waldbusser, G. G., Voigt, E. P., Bergschneider, H., Green, M. A., & Newell, R. I. E. (2011). Biocalcification in the Eastern Oyster (*Crassostrea virginica*) in Relation to Long-term Trends in Chesapeake Bay pH. *Estuaries and Coasts*, 34(2), 221–231.
<https://doi.org/10.1007/s12237-010-9307-0>
- Weisse, T., Gröschl, B., & Bergkemper, V. (2016). Phytoplankton response to short-term temperature and nutrient changes. *Limnologia*, 59, 78–89.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.05.002>
- Wetz, M. S., Hutchinson, E. A., Lunetta, R. S., Paerl, H. W., & Taylor, J. C. (2011). Severe droughts reduce estuarine primary productivity with cascading effects on higher trophic levels. *Limnology and Oceanography*, 56(2), 627–638.
<https://doi.org/10.4319/lo.2011.56.2.0627>
- Wildekamp, R. H. (1993). The genus *Aphanius* Nardo. *A World of Killies, Atlas of the Oviparous Cyprinodontiform Fishes of the World*, 1, 19–67.
- Winder, M., & Sommer, U. (2012). Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia*, 698(1), 5–16. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1149-2>
- Yang, Y., Chen, X., Li, Y., Xiong, M., & Shen, Z. (2015). Modeling the Effects of Extreme Drought on Pollutant Transport Processes in the Yangtze River Estuary. *Journal of the American Water Resources Association*, 51(3), 624–636. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12313>
- Zanchettin, D., Bruni, S., Raicich, F., Lionello, P., Adloff, F., Androsov, A., Antonioli, F., Artale, V., Carminati, E., Ferrarin, C., Fofonova, V., Nicholls, R. J., Rubinetti, S., Rubino, A., Sannino, G., Spada, G., Thiéblemont, R., Tsimplis, M., Umgieser, G., ... Zerbini, S. (2021). Sea-level rise in Venice: Historic and future trends (review article). *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 21(8), 2643–2678. <https://doi.org/10.5194/nhess-21-2643-2021>
- Zhang, P., Wang, T., Zhang, H., Wang, H., Hilt, S., Shi, P., Cheng, H., Feng, M., Pan, M., Guo, Y., Wang, K., Xu, X., Chen, J., Zhao, K., He, Y., Zhang, M., & Xu, J. (2022). Heat waves rather than continuous warming exacerbate impacts of nutrient loading and herbicides on

- aquatic ecosystems. *Environment International*, 168. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107478>
- Zhang, W. (2022). Unexpected high indirect impacts of riverine organic matter to coastal deoxygenation. *Water Research*, 225, 119180. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119180>
- Zirino, A., Elwany, H., Facca, C., Maicu, F., Neira, C., & Mendoza, G. (2016). Nitrogen to phosphorus ratio in the Venice (Italy) Lagoon (2001–2010) and its relation to macroalgae. *Marine Chemistry*, 180, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2016.01.002>
- Zirino, A., Elwany, H., Neira, C., Maicu, F., Mendoza, G., & Levin, L. (2014). Salinity and its variability in the Lagoon of Venice, 2000–2009. *Advances in Oceanography and Limnology*, 5. <https://doi.org/10.1080/19475721.2014.900113>
- Zollo, A. L., Rillo, V., Bucchignani, E., Montesarchio, M., & Mercogliano, P. (2016). Extreme temperature and precipitation events over Italy: assessment of high-resolution simulations with COSMO-CLM and future scenarios. *International Journal of Climatology*, 36(2), 987–1004. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/joc.4401>
- Zonta, R., Collavini, F., Zaggia, L., & Zuliani, A. (2005). The effect of floods on the transport of suspended sediments and contaminants: A case study from the estuary of the Dese River (Venice Lagoon, Italy). *Environment International*, 31(7), 948–958. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.05.005>
- Zuliani, A., Zaggia, L., Collavini, F., & Zonta, R. (2005). Freshwater discharge from the drainage basin to the Venice Lagoon (Italy). *Environment International*, 31(7), 929–938. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.05.004>

Supplemental Materials: Climate Change and Water Quality

SM1. Climate change multi-hazard impacts on transitional water quality: Scientometric Analysis

Query

(TITLE-ABS-KEY (((multi-risk* OR multi-hazard* OR "climate change") AND (flood* OR "intense rain*" OR "intense precipitation" OR "storm surge*" OR "coastal erosion" OR "heat wave" OR "cold wave" OR drought OR fire* OR lightning* OR "wind regime" OR "tidal speed") AND ("water quality" OR "water pollution" OR "coast* water quality" OR "transition* water quality") AND (nutrient* OR salinity OR temperature OR chlorophyll OR turbidity OR eutrophication OR nitrogen OR nitrate OR "dissolved oxygen" OR "dissolved organic carbon" OR phytoplankton OR phosphorus OR ph OR biogeochemistry) AND (delta* OR lagoon* OR coast* OR estuar*))))))

Scientometric analysis

Scientometric analysis was carried out to understand the trends, co-citation and collaboration networks and geography of scientific production based on the bibliometric data obtained from both databases. The main bibliometric information obtained from the databases is presented in Table SM1.1. The analysis was performed for the selected papers, using biblioshiny a web-interface for bibliometrix (R package for bibliometric analysis) (Aria & Cuccurullo, 2017). The results of the analysis for the 37 documents included in the literature review is presented as follows.

Table SM1.1. Main bibliometric information on the selected publications

Description	Results
MAIN INFORMATION ABOUT DATA	
Timespan	2000:2023
Sources (Journals, Books, etc)	29
Documents	37
Average citations per documents	18.14
Average citations per year per doc	2.103
DOCUMENT TYPES	
Article	30
Article; early access	1

Book chapter	1
Conference paper	2
Proceedings paper	3
DOCUMENT CONTENTS	
Keywords Plus	289
Author's Keywords	154
AUTHORS	
Authors	158
Author Appearances	173
Authors of single-authored documents	0
Authors of multi-authored documents	158
AUTHORS COLLABORATION	
Single-authored documents	0
Documents per Author	0.234
Authors per Document	4.27
Co-Authors per Documents	4.68
Collaboration Index	4.27

Annual scientific production

The publication period of the 37 selected documents ranged from 2000 to 2023. As shown in Figure SM1.1, the number of publications focused on the relationships between climate change hazards and transitional water quality has been increasing in recent years. Majority of the documents were published post 2010 except for three documents (namely Attrill & Power, 2000; Onodera et al., 2007; Paerl et al., 2006). In addition, out of the total of selected 37 documents, 27 were published in the last eight years (since 2015). This indicates that, there is an increasing attention towards the assessment of the impacts of climate change hazards on transitional water quality in recent years. Among the earliest publications, Attrill & Power (2000) was focused on drought impact on estuarine water quality, Paerl et al. (2006) looked into the implication of catchment-scale nutrient management on estuarine water quality under frequent extreme flooding conditions and (Onodera et al., 2007) examined nutrient discharge due to frequent storms while considering drought periods. The types of climate change related hazards investigated in relation to their impacts on transitional water quality has also increased in recent years following the increase in the number of publications (e.g., Davis et al., 2018).

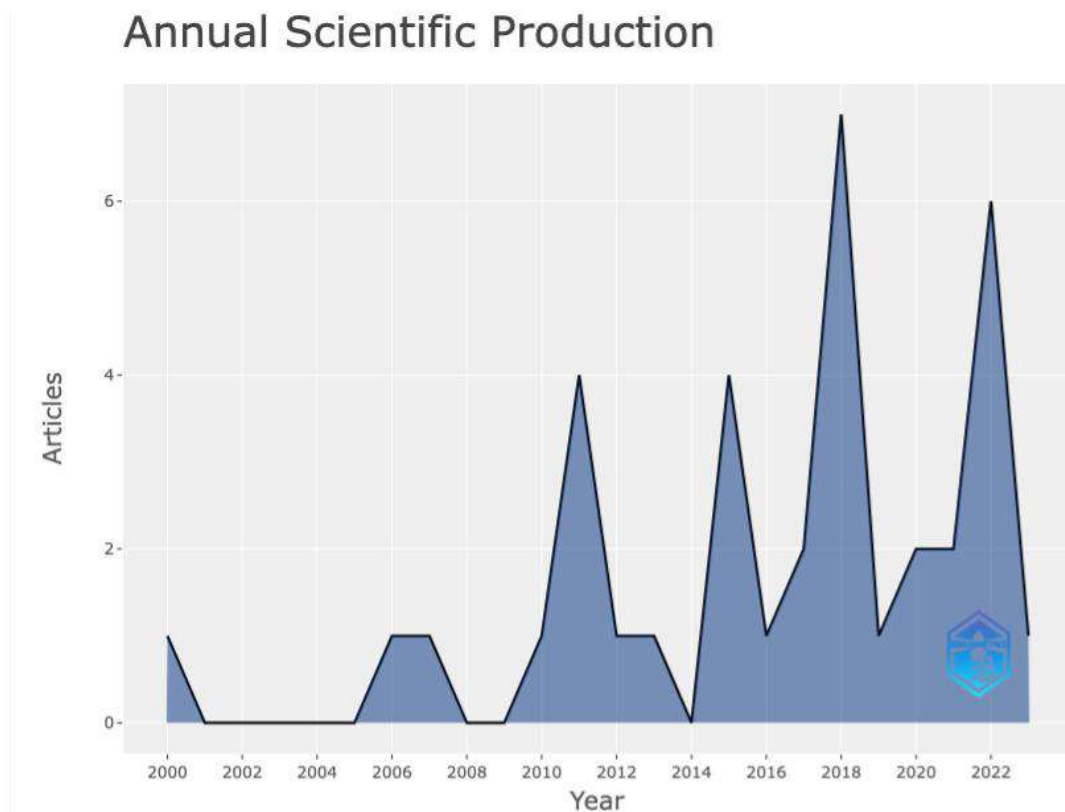


Figure SM1.1: Annual evolution of the scientific product for the selected 37 documents

Most relevant authors

The selected documents were written by 158 authors and all documents were multiple authored. The average number of documents per author was 0.234. The most relevant authors are LEHMAN P., PEARL H. and TEH S., with appearances as authors and/or co-authors in three documents each. Nine authors appeared as author/co-authors in two articles each. The top 20 most relevant authors are presented in Figure SM1.2.

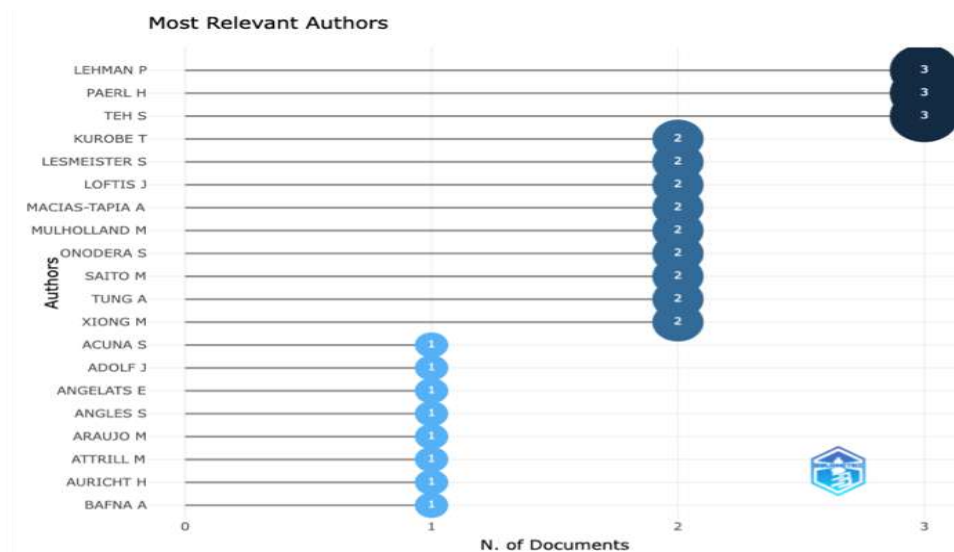


Figure SM1.2: Most relevant authors

Country of scientific production and collaboration map

With respect to the corresponding author's country, the majority were from the United States of America with 16 documents as a single country publication (SCP) and one as a multiple country publication (MCP) followed by Australia with six SCP and one MCP (Figure SM1.3). Consequently, the USA accounts for the highest value in terms of countries of scientific production followed by Australia. Collaboration among authors from different countries was also observed. Figure SM1.3 (B) shows the country collaboration map based on the publications in which there is at least one co-author from a different country. Accordingly, the countries with the highest collaboration network are Spain (collaborations with USA, Egypt, Tunisia, and Algeria) and UK (collaborations with Canada, Israel, Australia, and China). In general, despite the high collaborations among authors within country publications with a collaboration index of 4.27 (Table SM1.1), a limited collaboration network among countries was observed. Hence, improvements in collaborations among researchers from different countries would facilitate exchange of knowledge and expertise among researchers working on the issue.

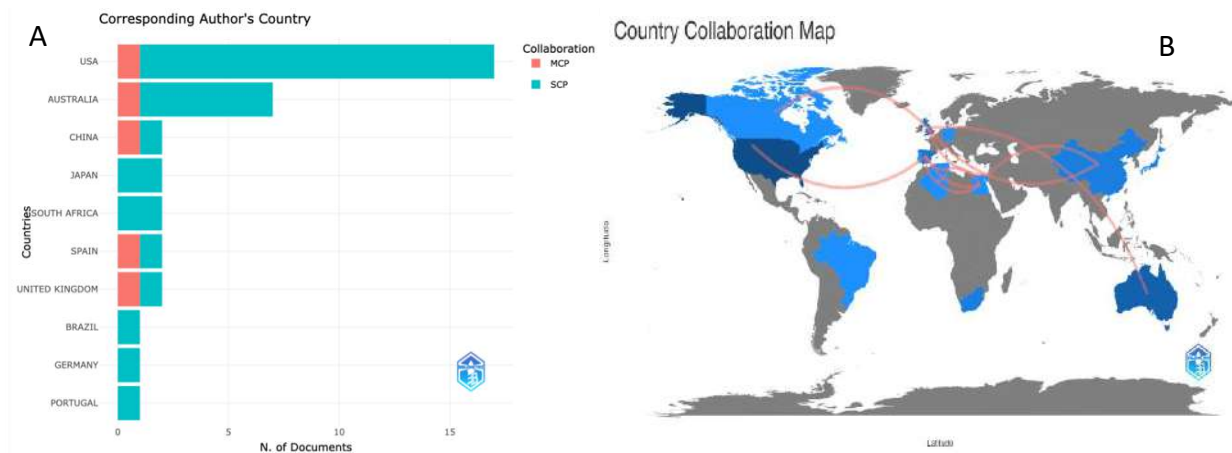


Figure SM1.3: Corresponding author's country (A), and Country collaboration map (B)

Most relevant keywords

A total of 154 authors keywords were found within the selected publications. Climate change and water quality were the most frequent authors' keywords followed by water quality (Figure SM1.4). The most relevant keywords also included various climate change related hazards, water quality parameters, ecological parameters (such as blooms, cyanobacteria, eutrophication) as well as words related to the environmental setting of the study area (e.g., estuary). However, words related to multi-hazard or multi-risk which were included in the query did not appear in the list of the key words. As observed in the review, this indicates that there is limited consideration of multi-hazard impacts/multi-risks that arises due to the interaction of different hazards which necessitates particular attention in further studies.

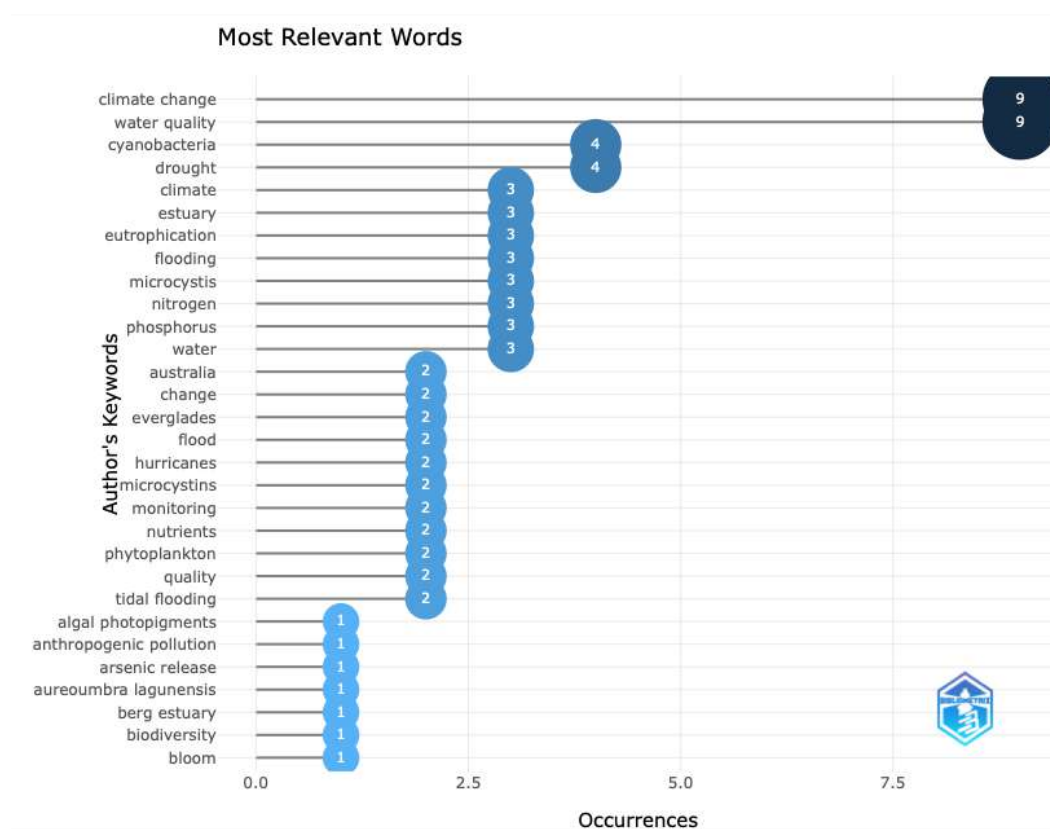


Figure SM1.4: Top 30 relevant keywords

Table SM1.2: Information extracted from the selected publications.

Category of information extracted	Description
Basic information	Authors
	Publication year
	Title
	Source journal
	Document type
Aim of the study	The main objectives of the investigation
Study area description	Location of study area (country, specific location including approximate coordinates)
	Details of the type of transitional water investigated (e.g., lagoon, estuary, delta, catchment-sea connection etc.)
	Type of investigation (Numerical model, laboratory experiment, observation)

Type and methodology of investigation	Data type and collection methods (earth observation, arial survey, automated monitoring, manual sampling and laboratory analysis)
	Study period (time frame of the analysis)
	Consideration of future scenarios (yes/no, if yes, scenario description)
Climate forcing factors considered	Climate change hazards (e.g., flooding, drought, storm surge, tidal flooding etc.)
Water quality parameters investigated	Physical, chemical, and biological water quality parameters (e.g., nutrients, temperature, chlorophyll, phytoplankton composition etc.)
Main findings	Relationships between hazard and water quality parameters identified (alterations in response to the hazards considered in each paper such as nutrient and Chl-a concentration, water temperature, turbidity, dissolved oxygen etc)
	Impacts on habitat condition and higher trophic level identified
Additional information	Limitations, research, and monitoring recommendations

SM2. Climate change multi-hazard impacts on transitional water quality: Systematic review

Table SM2.1: The impacts of flood (increased discharge) events on transitional water quality in different transitional ecosystems

Authors	Study area	Main findings
Voynova et al., 2017	Germany (Elbe estuary, Wadden sea & German Bight)	Flood event led to increased nutrient loading both Nitrogen(N) & Phosphorus (P) species and silicate (Si), water temperature, turbidity and decreased salinity, stratification and bottom water DO undersaturation. During the onset of flood, PH, dissolved oxygen (DO) & Chl-a also decreased (due delivery of freshwater & Chl-a flushed out from estuary to German Bight). Post flood stimulated phytoplankton growth (increased Chl-a), high surface DO, dissolved organic matter (DOM)& high PH.
Oliveira et al., 2019	Portugal (Minho & Lima estuaries)	With increased discharge (flood scenario), concentrations of nitrate, orthophosphate & DO increased while temperature and salinity decreased
Trefry & Fox, 2021	USA (Indian River Lagoon (IRL))	Extreme flood events led to increased nutrient load (P & N species), dissolved organic carbon (DOC), total suspended solids (TSS); phytoplankton bloom(eutrophication), Harmful algal bloom and reduced salinity & water temperature
Anglès et al., 2015	USA (Aransas Bay estuarine system/Gulf of Mexico)	Decreased Salinity, increased total phytoplankton abundance, alteration of phytoplankton community structure (e.g., increased proportion of Dinoflagellate & Flagellates), detection of toxic species in response to increased freshwater discharge
Howley et al., 2018	Australia (Normanby river basin- northern	Flood led to increased nutrients (N&P species) concentrations, stimulated phytoplankton bloom, increased TSS, decrease in salinity and increased exposure of seagrass and coral ecosystem to plume with high nutrients.

	Great Barrier Reef lagoon, Princess Charlotte Bay)	
Gaspar et al., 2018	Brazil (Capibaribe and Barra de Jangadas estuaries)	Flood events led to increased nutrients and organic matter input (TP, DIN, Si concentrations) OM and reduced salinity, PH, alkalinity (<i>during onset of flood</i>) & Chl-a (<i>during onset of flood</i>) Post flood (<i>During dry season</i>)- increased DO & Chl-a concentrations (associated to phytoplankton bloom), biological oxygen demand (BOD) & Alkalinity
Chen et al., 2018	China (Jiulong river estuary)	During flood conditions, increased fluxes of nutrients (P & N species, Si), increased turbidity, strong estuarine turbidity maxima (ETM), decreased Salinity & Chl-a (<i>during onset of flood</i>). Chl-a increased post flood.
Uncles et al., 2018	UK (Lynher Estuary)	With increased runoff, increased turbidity, reduced salinity & Chl-a & DO concentrations, movement of fresh-saline water interface (FSI) and ETM down-estuary ward
Paerl et al., 2006	USA (Neuse River estuary)	During periods of frequent floods, concentration of nutrients (N & P species) decreased
Lehman et al., 2013	USA (San Francisco estuary)	Increased turbidity & TSS, reduced salinity during wet periods with increased stream flow
Gordon et al., 2016	South Africa (St. Lucia estuarine Lake)	During wet period with increased flow: reduced salinity, increased nutrients (DIP, DIN); change in biomass composition (Phytoplankton decreased but microphytobenthic biomass increased, increase in chlorophytes proportion)
Harding et al., 2015	USA (Chesapeake Bay)	During wet period with increased flow: decreased salinity, increased nutrient supply (NO ₃ , NH ₄ , Si), high Chl-a and Primary productivity, change in biomass composition with increase in abundance of diatoms

Butler et al., 2015	Australia (Hervey Bay, southern coast of Queensland)	Flood led to increased turbidity, TSS, nutrients (TP&TN), reduced salinity (hyposaline condition), Decline in total abundance of corals (both due to hyposalinity and coral mortality due to direct flood impact).
Jaegge et al., 2022	USA (Western Atchafalaya- Vermilion Bay System)	Alterations in response to extreme floods include decreased salinity, increased nutrients (N species and SiO ₂) and Chl-a concentrations; stimulated phytoplankton and cyanobacteria (Phycocyanin) biomass, alteration of Nono and micro-plankton composition (from diatom and dinoflagellate (during flood) to cyanobacteria-dominated assemblages after flood) and the presence of cyanotoxin microcystin.
Oviatt et al., 2022	USA (Narragansett Bay)	Flood led to increased nutrient flux (DIN), increased primary production, increased sediment benthic oxygen demand and increased fish biomass (squid & clam)
Auricht et al., 2018	Australia (Murray River Mouth-coastal water)	During high flow periods, concentrations of nutrients (TN & TP), Chl-a and POC and primary production increased while salinity decreased.
Schaffelke et al., 2012	Australia (Great Barrier Reef lagoon)	Flood events lead to increased concentrations of nutrients (nitrogen species & particulate phosphorus (PP)), Chl-a & organic carbon, increased primary productivity, water temperature, suspended solids & Turbidity and reduced salinity.
Lee et al., 2011	Australia (Port Phillip Bay & Bass strait)	Flood events led to low salinity, high turbidity, and post flood phytoplankton bloom
Shimizu et al., 2011	Japan (Okayama watershed, Ashi river)	Increased nutrients (N & P) and sediment fluxes with flood events

Onodera et al., 2007	Japan (River Ashida catchment)	With flood events mainly DN flux increased
Regier et al., 2020	USA (Everglades wetland, Everglades national park)	DOC concentrations increased with increase in discharge & wetland water level; increased discharge influences organic matter (OM) composition (i.e., increasing Terrestrial humic-like DOM)
Paerl et al., 2010	USA (Pamlico sound)	Increased discharge leads to increased load of nutrient (both N & P species) & OM (including DOC, POC), increased turbidity, primary productivity and phytoplankton bloom, toxic algal bloom, reduced salinity, bottom water DO depletion, Fish diseases and mortality due to hypoxia/anoxia & toxic planktons.
Davis et al., 2018	USA (Everglades wetland, Everglades national park)	Increased runoff and flood events lead to decreased salinity, decreased nutrient (TN & TP) concentrations due to dilution.

Table SM2.2: The impacts of drought on transitional water quality in different transitional ecosystems

Author	Study area	Main findings
Wetz et al., 2011	USA (Neuse River Estuary)	Drought leads to reduced nutrients concentration, Elevated salinity, reduced diffuse light attenuation coefficient, Low Chl-a & primary productivity, reduced abundance of mesozooplankton biomass, change in habitat condition (bottom DO undersaturation-hypoxia conditions) and consequent effects on upper trophic level (increased fish kill due to hypoxia & reduced food availability).
Oliveira et al., 2019	Portugal (Minho & Lima estuaries)	Drought leads to increased water temperature and salinity, reduced concentration of nutrients and DO (anoxic condition).

Lehman et al., 2013	USA (San Francisco estuary)	Drought periods (with reduced stream flow) lead to elevated salinity, water temperature, specific conductance, PH, relatively higher nutrients (nitrate, ammonium as compared to wet periods), high Chl-a concentration, Microcystis bloom, high toxic microcystins concentration in both Microcystis blooms and within mesozooplankton tissue, high DOC concentration and low turbidity.
Gordon et al., 2016	South Africa (St. Lucia estuarine Lake)	Drought led to higher salinity ((hyper salinity), Relatively low concentration of inorganic nutrients (specially DIN limiting), high Chl-a concentration (& phytoplankton biomass) and change in biomass composition as compared to wet periods.
Harding et al., 2015	USA (Chesapeake Bay)	During drought period: reduced flow and nutrients (NO ₃ , NH ₄ , Si), lower productivity (reduced biomass), change in composition of phytoplankton (lower diatom proportion as compared to wet period),
Clark et al., 2022	South Africa (Berg estuary)	Drought led to hyper salinity and increased saline influence upstream river, high water temperature, reduced DIN (NO _x), low DO concentration but relatively higher DIP with reduced flow ()
Yang et al., 2015	China (Yangtze River Estuary)	During drought period, pollutant transport is dominated by tidal influence (Stronger tidal influence on the hydrodynamics of the estuary); Extended residence time during drought-hinders pollutant transport leading water quality degradation and saltwater intrusion
Scanes et al., 2020	Australia (Durras & Nadgee lagoons)	Drought period reduced inflow and low water level lead to decline in water quality (high water temperature, salinity, DN, TN and turbidity (due to resuspension of shallow sediment) and consequent shift in trophic status (from benthic to pelagic) i.e., increase in pelagic Chl-a concentration (algal bloom) and loss of macrophytes and seagrasses

Lehman et al., 2018	USA (San Francisco Estuary)	Drought leads to high Chl-a concentration, Microcystis bloom, toxic cyanobacteria and Microcystis, changes in community composition of bloom with severity of drought
Auricht et al., 2018	Australia (Murray River Mouth-coastal water)	During period reduced concentrations of nutrients (TN & TP), Chl-a & POC (both absent during extreme drought) and low primary productivity
Lehman et al., 2017	USA (San Francisco Estuary)	Extreme drought period led to high specific conductance, PH, salinity, soluble reactive phosphorus, TOC & DOC, TSS, water temperature, high Chl-a concentration, Microcystis bloom, & toxic microcystins abundance and Low DO & NO _x concentrations
Lee et al., 2011	Australia (Port Phillip Bay & Bass strait)	High salinity (Hypersaline condition) during drought period
Onodera et al., 2007	Japan (River Ashida catchment)	During drought periods (with reduced flow) DP increased due to contribution from ground water runoff
Attrill & Power, 2000	UK (Thames estuary)	Drought led to high water temperature, salinity, PH, DO and lower suspended solids
Paerl et al., 2010	USA (Pamlico sound)	During drought, reduced discharge leads to reduced flushing rate (longer residence time) and accumulation of phytoplankton biomass and change in biomass composition
Davis et al., 2018	USA (Everglades wetland)	Drought led to reduced wetland water level and increase in TP & salinity

Table SM2.3: Potential impacts of different hazards on transitional water quality parameters

Authors	Study area	Hazards	Main findings
Cira et al., 2022	USA (Southern California transitional/coastal waters)	Wildfire	Post-fire rain event led to increase in plume intensity and extent, increase in Fecal Indicator Bacteria (FIB) such as enterococcus & coliform.
Anglès et al., 2015	USA (Aransas Bay estuarine system/Gulf of Mexico)	storm surge	In response to storm surge, total phytoplankton abundance increased and change in composition (Diatoms increased in response to storm surge)
Uncles et al., 2018	UK (Lynher Estuary)	Tide variations	Large/spring tide leads to increased salinity; suspended particulate matter & turbidity; movement of ETM & FSI up-estuary ward; Reduced DO (with high turbidity) and low Chl-a concentration
		wind speed	Strong flood tide wind speed led to reduced river mouth salinity, up-estuary movement of ETM & FSI locations, increased turbidity & reduced DO
Izaditame et al., 2022	USA (Sampling site-Wilmington coastal riverbank)	Sea-level rise induced flooding	Sea-level rise induced flooding leads to significant release of As and NO ₃ from sediments
Schaffelke et al., 2012	Australia (Great Barrier Reef lagoon)	wind speed	Strong wind leads to suspension of sediment and nutrients
Sánchez-Arcilla et al., 2011	Coastal waters in the Mediterranean region: Tunisia (Gulf of	SST and precipitation	Increased Sea Surface Temperature (SST) leads to water quality degradation (due to effects on DO); Increased precipitation leads to improved water quality due to dilution.

	Gabes), Spain (Creus Cape - La Nao Cap), Algeria (Gulf of Oran) and Egypt (Nile delta)		
Angelats et al., 2022	Spain (Alfacs Bay, Ebro Delta)	storm surge	Storm surge leads to increased Chl-a concentration
BRACEWELL et al., 2023	Australia (New South Wales coastal catchment-estuary connection)	Wildfire	Post wildfire runoff led to increased load of nutrients (TN & TP), TOC & pyrogenic carbon (py-C); Change in microbial community composition (eukaryotic and bacterial community structure)
Davis et al., 2018	USA (Everglades wetland)	Storm surge	Hurricane Wilma- significant and sustained increase in TP (due to deposition of marine-derived carbonate sediments with high TP)
		Cold event	Cold event led to decrease in water temperature, increase in TP & TN (related to senesced litter and faunal mortality and decay)
		Wildfire	Increased TP concentration during post-fire rainy season
Macias-Tapia et al., 2021	USA (Chesapeake Bay)	Tidal flooding	Tidal flooding resulted in increased concentration of dissolved nutrients (DIN) and FIB (Enterococcus) in which concentrations exceeded environmental standards
Mulholland et al., 2022	USA (Chesapeake Bay)	Tidal flooding	Tidal flooding leads to increased nutrient concentration

SM3. Water quality of the Venice Lagoon for ecological status and aquatic life

Table SM3.1. Average interannual CCMEWQI score and the three factors.

Water body	Year	CCMEWQI score	F1 (scope)	F2 (frequency)	F3 (amplitude)
VENICE LAGOON	2013-2021	79.2	35.0	7.1	4.0
	2049	81.6	27.2	15.0	5.7
	2099	78.1	34.2	14.5	5.1
EC	2013-2021	80.4	33.3	5.8	2.1
	2049	82.7	25.0	14.8	7.0
	2099	75.8	33.3	17.4	6.9
ENC1	2013-2021	84.0	27.1	4.8	2.2
	2049	82.6	25.0	14.8	7.0
	2099	79.9	29.2	13.5	6.0
ENC2	2013-2021	74.4	43.8	6.4	3.0
	2049	81.7	25.0	17.6	9.0
	2099	76.0	31.3	16.1	7.4
ENC3	2013-2021	77.9	37.5	4.9	5.9
	2049	83.4	25.0	13.6	4.6
	2099	83.5	25.0	13.2	4.7
ENC4	2013-2021	78.0	37.5	6.4	2.5
	2049	82.5	25.0	14.9	7.8
	2099	82.8	25.0	14.4	7.4
PC1	2013-2021	77.1	38.1	9.1	5.9

	2049	81.5	28.6	13.9	3.6
	2099	73.8	42.9	14.3	3.5
PC2	2013-2021	82.7	28.6	8.1	3.6
	2049	82.2	28.6	11.9	1.3
	2099	74.5	42.9	10.8	1.8
PC3	2013-2021	82.1	28.6	6.7	10.1
	2049	72.1	42.9	20.0	10.0
	2099	80.3	28.6	16.3	8.8
PC4	2013-2021	81.4	28.6	11.9	8.7
	2049	80.3	28.6	17.6	6.9
	2099	80.9	28.6	15.9	4.7
PNC1	2013-2021	77.4	38.1	8.5	2.9
	2049	81.1	28.6	15.4	3.9
	2099	78.9	33.3	14.0	4.3
PNC2	2013-2021	77.2	38.1	8.6	5.9
	2049	81.5	28.6	14.0	3.4
	2099	73.9	42.9	14.0	3.0
VLN	2013-2021	63.4	62.5	8.0	7.0
	2049	81.1	25.0	19.3	9.4
	2099	74.8	37.5	21.9	4.1

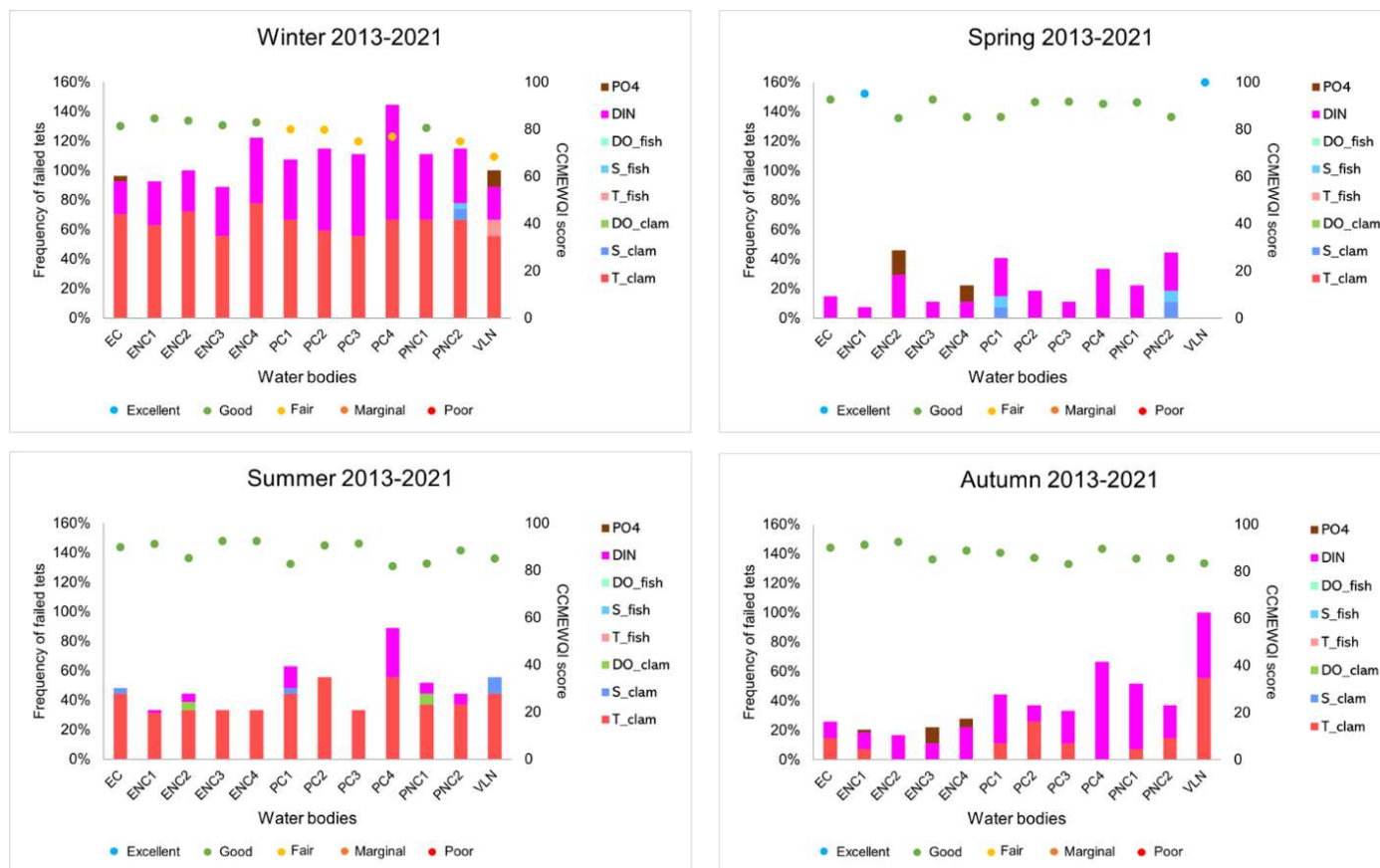


Figure SM3.1. Seasonal variations of CCMEWQI and its contributing factors in the water bodies of the Venice Lagoon in the historical period (2013-2021)

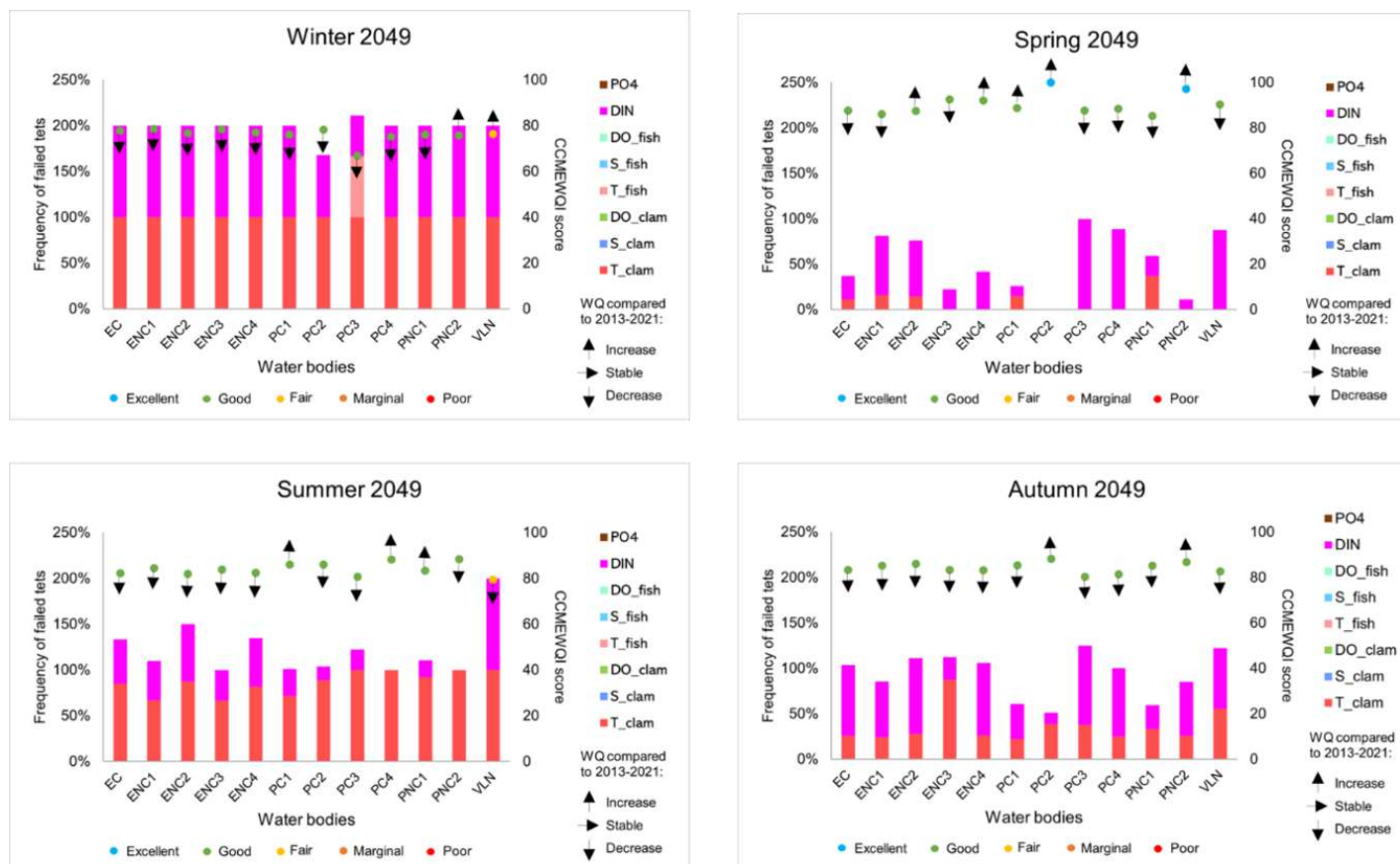


Figure SM3.2. Seasonal variations of CCMEWQI and its contributing factors in the water bodies of the Venice Lagoon in mid-term future (2049, RCP 8.5)

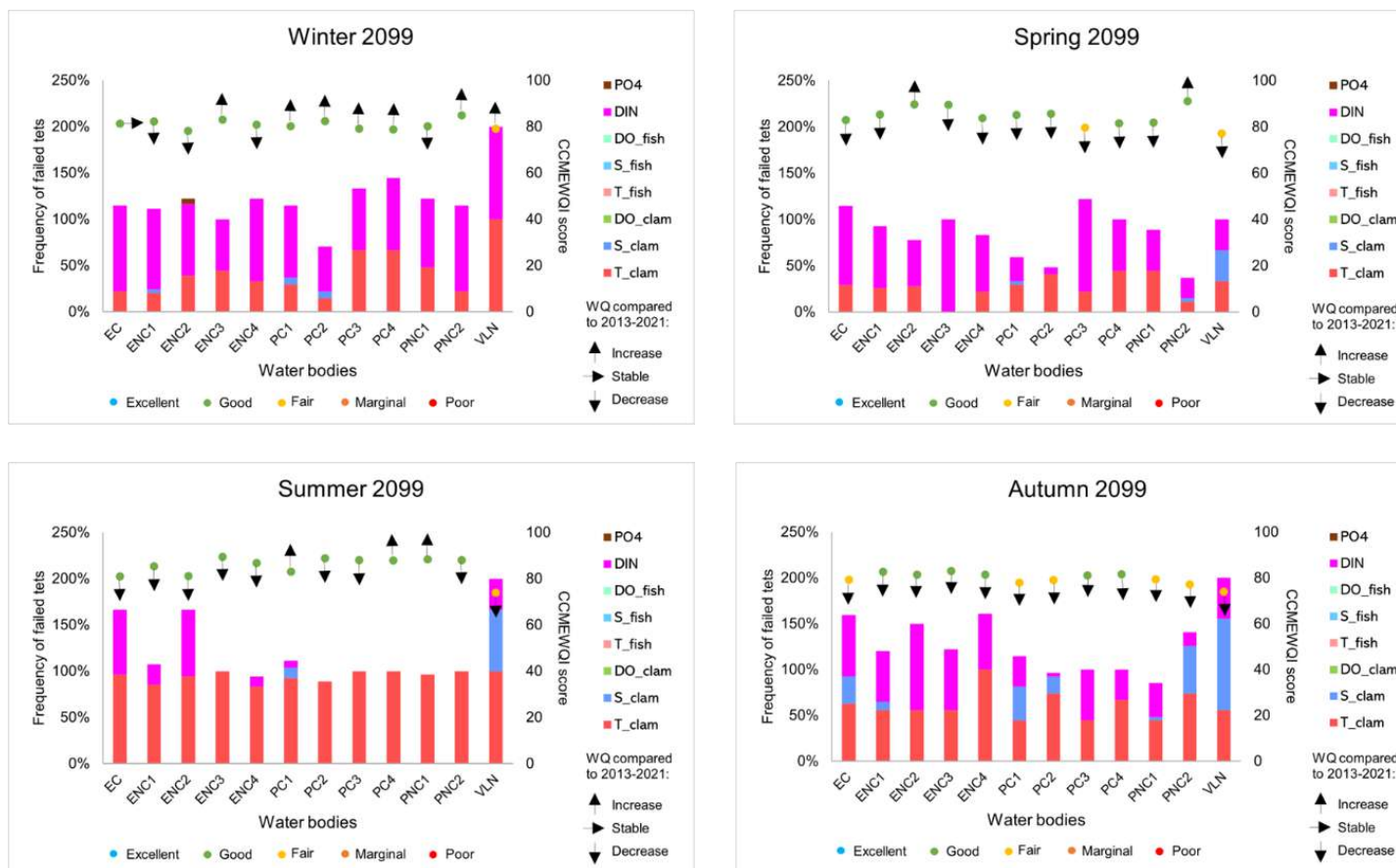


Figure SM3.3. Seasonal variations of CCMEWQI and its contributing factors in the water bodies of the Venice Lagoon in mid-term future (2099, RCP 8.5)

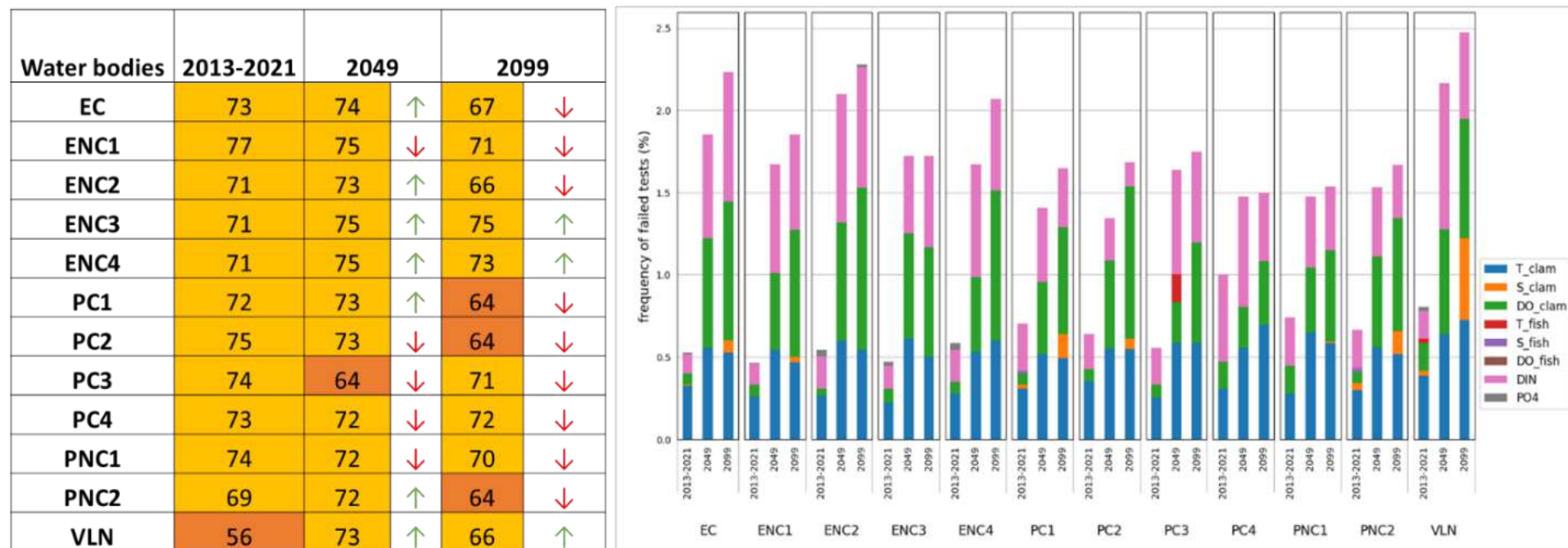


Figure SM3.4. CCMEWQI score and its contributing factors according to optimal DO condition to manila clam (6 mg/l). The colours of the cells in the table indicate water quality classification (according to Figure 3.5), the arrows represent the increasing or decreasing trend of WQ compared to the historical period

Annex 2

CLIMATE CHANGE EFFECTS ON BIODIVERSITY

FULL REPORT (IT)

Committente

COMUNE DI VENEZIA

Progetto

**Progetto ADRIACLIM – Programma Interreg Italia- Croazia
CUP: J29E20000260001**

Documento

**Studio sull’impatto dei Cambiamenti Climatici sui due
siti della rete Natura 2000 “Bosco di Carpenedo” e “Lido
di Venezia- biotopi litoranei”**

Rapporto Finale

Codifica interna

B 1063/22

Rev	Data	Edizione
1	07/06/23	Finale

Pagg.	Redazione testi	Redazione app. grafici	Verifica
118+Al	Francesco Scarton	Francesco Scarton	Francesco Scarton
	Giuseppe Oriolo	Isabelle Cavalli	
	Isabelle Cavalli	Matteo De Luca	
	Matteo De Luca		
	Luca Strazzaboschi		

Distribuzione

n° 1 copie

distribuito a COMUNE DI VENEZIA

in data 07/06/2023

Impresa esecutrice:
SEL C Società cooperativa
Via dell'Elettricità, 3/d - 30175
Marghera (VE)
www.selc.it
e-mail: selc@selc.it

INDICE

1. PREMESSA	5
2. INQUADRAMENTO DEI DUE SITI NATURA 2000 GESTITI DAL COMUNE DI VENEZIA	6
3. ASPETTI VEGETAZIONALI E MORFOLOGICI:.....	11
3.1. Bosco di Carpenedo	11
3.1.1. Analisi dati meteorologici.....	15
3.2. Biotopi litoranei: Lido di Venezia.....	16
3.2.1. Analisi dati meteorologici.....	21
3.2.2. Aspetti vegetazionali: Ca' Roman	22
3.2.3. Aspetti vegetazionali: Alberoni.....	25
3.2.4. Aspetti vegetazionali: San Nicolò.....	28
3.3. Le carte degli habitat e dell'uso del suolo: un aggiornamento	29
4. ASPETTI FAUNISTICI.....	36
4.1. Bosco di Carpenedo	36
4.1.1. Entomofauna ¹	36
4.1.2. Anfibi e Rettili.....	40
4.1.3. Avifauna	44
4.1.4. Mammiferi (rilievi con fototrappole).....	50
4.1.5. Chiroteri.....	54
4.2. Lido di Venezia	59
5. PROCEDURA DELPHI: ANALISI DEI RISULTATI DEI QUESTIONARI PER GLI ESPERTI	65
5.1. Premessa	65
5.2. Risultati	65
5.2.1. Bosco di Carpenedo	66
5.2.2. Lido di Venezia	70
6. LE MISURE DI CONSERVAZIONE IN ESSERE E LE PROPOSTE DI MISURE DI MITIGAZIONE.....	73
6.1. Le Misure di Conservazione dei siti Natura 2000	73
6.2. Il progetto LIFE Redune	93
6.3. Le misure di mitigazione proposte per le due ZSC	97
7. IL PIANO DI MONITORAGGIO	101
8. BIBLIOGRAFIA	106

9.	REPERTORIO BIBLIOGRAFICO PER I DUE SITI NATURA 2000.....	108
9.1.	BOSCO DI CARPENEDO	108
9.2.	SITO LIDO DI VENEZIA E COSTE SABBIOSE	114

ABSTRACT

The Comune di Venezia (Municipality of Venice) in the framework of its institutional activities is the manager of two Natura 2000 sites, i.e., the IT IT3250010 Bosco di Carpenedo and the IT3250023 Lido di Venezia: biotopi litoranei.

The Bosco di Carpenedo extends over a surface of 13 ha and includes the remnant of an ancient forest and some meadows, in two separated areas. While of limited surface, the Bosco di Carpenedo is of great importance, being what remains of large ancient oak hornbeam forest which in the past extended across thousands of hectares ha in the mainland of Venice. Surrounded by urban areas, high traffic roads and agricultural fields, the Bosco di Carpenedo still host several species included in the Birds and Habitats Directives and four habitats under the Habitat Directives.

The Lido di Venezia: biotopi litoranei is located along the Lido and Pellestrina barrier islands, which border the lagoon of Venice and separate it from the Adriatic Sea. Divided in four separated areas, totaling 166 ha, the N2000 Site includes several littoral habitats, from beach and embryonic shifting dunes to well-developed dunes, the highest in the northern Adriatic, and littoral woodlands. Despite subject to heavy anthropic pressure, mostly due to sun bathers, the N2000 Site still holds many species of European community concern, including a small population of the threatened Kentish plover *Charadrius alexandrinus*.

The main results of the work reported in the following pages were the following:

- a detailed analysis of the relevant scientific literature, identifying the main gaps in the knowledge of both Natura 2000 sites;
- new data were gathered for selected groups of *taxa* in the Bosco di Carpenedo, the Site for which more knowledge gaps were identified in the first phase. The occurrence and distribution of some species of Coleoptera, amphibians, birds and mammals were studied, with both field campaigns made by expert biologists and camera trapping. The results showed that amphibians were highly reduced in both richness and abundance during the 2022 drought, while birds and mammals – including several species of Chiroptera – seemed less affected;

- the existing maps of land use (Corine Land Cover) were updated, for the whole Bosco di Carpenedo and for three areas (San Nicolò, Alberoni and Ca' Roman) of the Lido di Venezia: Biotopi litoranei;
- questionnaires were sent to four experts, who had previous and detailed knowledge of the two N2000 sites, and then analyzed using a Delphi-method approach. The questionnaires had the purpose of helping the Comune di Venezia in identifying the main threats posed by climatic changes to both Sites, and in finding the most appropriate ways to cope with the expected variations in functions and structures of both Sites. Extension of the current protected area was deemed as useful by the experts involved for both N2000 Sites; excavation of a well and creation of new ponds were suggested for the Bosco di Carpenedo. For the Lido di Venezia: biotopi litoranei, the most important measure to be adopted is a better regulation of anthropic occurrence on dunes, reducing (where feasible) the number of visitors and planting psammophilous species;
- a revision of the existing, quite old management Plans of both N2000 Sites has been strongly recommended, given the rapid changes both Sites are showing;
- a detailed list of monitoring activities to be performed at both N2000 Sites was proposed. The focal issue is to establish a long-term monitoring, which at present is totally lacking. The monitoring activities, considering what is currently known and what is less understood, will focus on selected abiotic (beach morphology) and biotic components, such as vegetation, xilofagous Coleoptera, amphibians and reptiles, birds, Chiroptera. These activities will be useful in identify the state of ecosystems using key indicators, the responses of the biotopes and to address the future management actions.

1. PREMESSA

Con deliberazione di Giunta comunale n. 384 del 19/11/2019, il Comune di Venezia ha approvato la partecipazione in qualità di partner al Progetto Comunitario denominato ADRIACLIM “Climate change information, monitoring and management tools for adaptation strategies in Adriatic coastal areas”, inserito nel Programma Interreg Italia–Croazia 2014–2020. Il progetto ha avuto inizio il 1.1.2020 e terminerà il 30.06.2023, con un budget complessivo di quasi nove milioni di euro (www.italy-croatia.eu/web/adriacлим).

L’obiettivo del Progetto è quello di aumentare le conoscenze scientifiche attraverso l’acquisizione di dati e l’elaborazione di modelli di previsione, nonché di strutturare la cooperazione tra i soggetti coinvolti nella pianificazione delle strategie di resilienza al cambiamento climatico nelle aree costiere urbane e marine dell’Adriatico, al fine di sviluppare piani di adattamento per le aree interessate.

Nel marzo 2022, la scrivente Società SELC soc. coop. ha ricevuto l’incarico per attività di supporto al Comune di Venezia, relativamente ai due Siti Natura 2000 IT3250010 Bosco di Carpenedo e IT3250023 Lido di Venezia: biotopi litoranei, nei seguenti aspetti:

- identificazione, raccolta e analisi dei dati e delle conoscenze;
- identificazione qualitativa degli impatti (attuali e potenziali) sulle ZSC in oggetto;
- identificazione dell’eventuale lacuna conoscitiva da colmare;
- predisposizione di tre infografiche.

L’incarico si concluderà entro il mese di giugno 2023. Il Gruppo di lavoro era così composto:

1. Francesco Scarton, capoprogetto e ornitologo (SELC);
2. Isabelle Cavalli, coordinamento e cartografia litorali (SELC);
3. Giuseppe Oriolo, botanico ed esperto gestione Siti Natura 2000;
4. Luca Strazzaboschi, analisi Delphi;
5. Matteo De Luca, esperto di vertebrati terrestri.

Sono stati finora prodotte due Relazioni Intermedie, rispettivamente a giugno e dicembre 2022. Con questo Rapporto Finale si presentano i risultati di tutte le attività intraprese dal Gruppo di lavoro nel periodo marzo 2022 – aprile 2023.

2. INQUADRAMENTO DEI DUE SITI NATURA 2000 GESTITI DAL COMUNE DI VENEZIA

Con DGR n.929 del 9/7/2020 la Regione del Veneto ha individuato il Comune di Venezia quale Ente Gestore dei Siti Natura 2000 IT3250010 Bosco di Carpenedo e IT3250023 Lido di Venezia: biotopi litoranei. Entrambi i Siti sono sia Zone di Protezione Speciale, ai sensi della Direttiva 2009/147/CE “Uccelli”, che Zone Speciali di Conservazione, ai sensi della Direttiva 92/43/CEE “Habitat”: in ciascuno dei due Siti la sovrapposizione dei due istituti areale è completa e coincidente. L’ubicazione dei due Siti è riportata in Figura 2-1, Figura 2-2 e Figura 2-3.

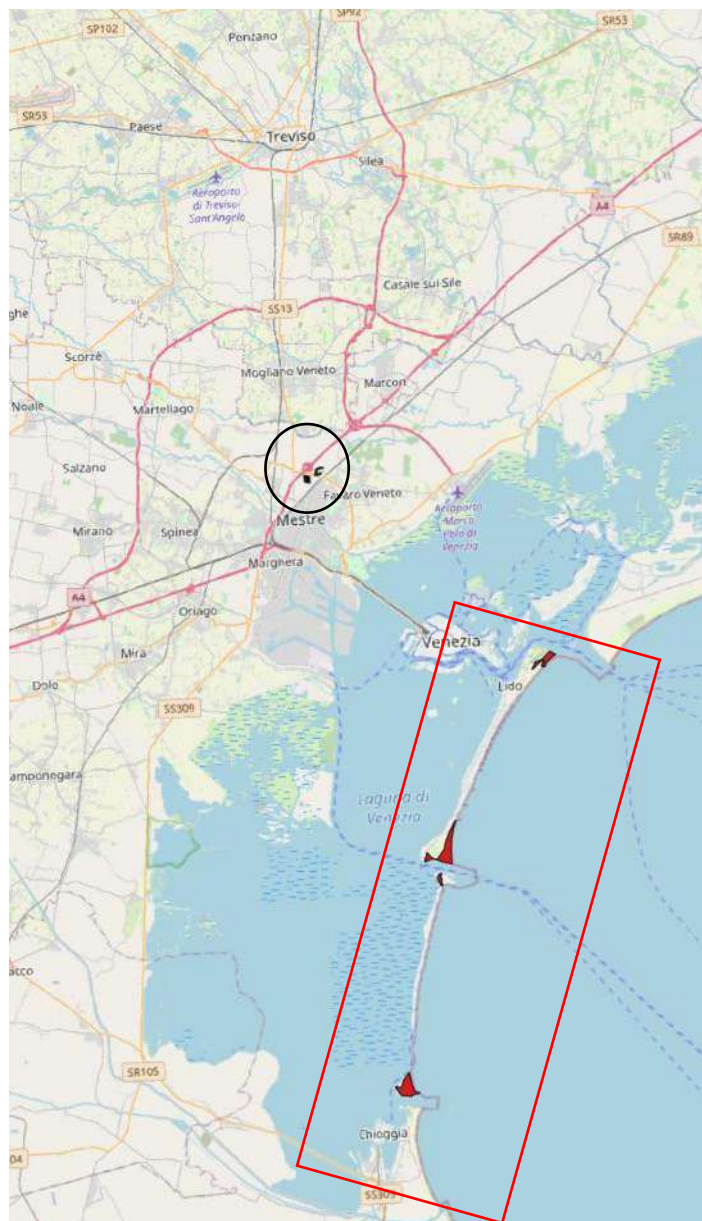


Figura 2-1 Inquadramento generale dell’ubicazione del Sito N2000 Bosco di Carpenedo (in nero) e del Sito N2000 Lido di Venezia: biotopi litoranei (in rosso).



Figura 2-2 Ubicazione di dettaglio del Sito N2000 Bosco di Carpenedo, in nero.

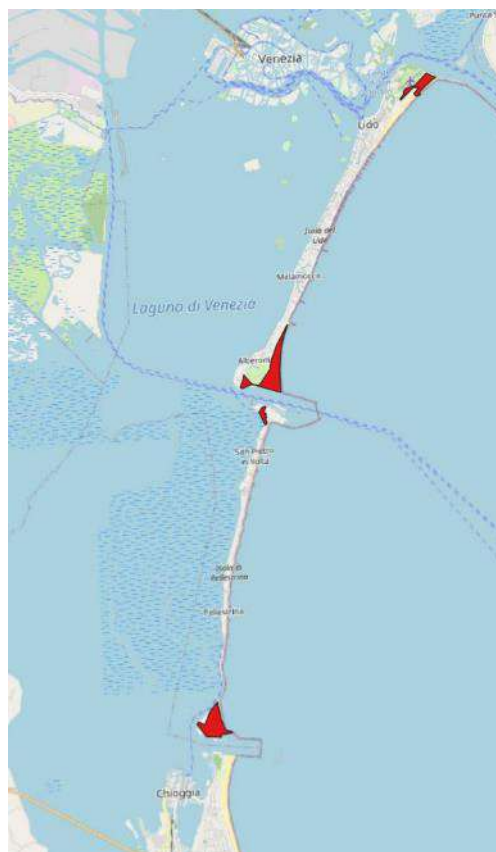


Figura 2-3 Ubicazione di dettaglio del Sito N2000 Lido di Venezia: biotopi litoranei, in rosso.

Le caratteristiche principali dei due Siti Natura 2000 sono riportate nella Tabella 2-1 e Tabella 2-2: tutte le informazioni provengono dai relativi Formulari Natura 2000, disponibili sul sito web della regione Veneto. Si sottolinea che in alcuni casi queste informazioni sono palesemente non aggiornate, come ad esempio le considerazioni sulla valenza nazionale del Sito Lido di Venezia per le popolazioni di fraticello. Per la stessa ragione l'elenco degli habitat del Sito Bosco di Carpenedo è stato desunto dalla cartografia ufficiale della Regione del Veneto, in quanto più aggiornata e dettagliata, e non dal Formulario Standard. Al momento non è invece disponibile una cartografia ufficiale per il Sito Lido di Venezia, per cui l'elenco degli habitat è ricavato dal Formulario Standard.

Tabella 2-1 Caratteristiche salienti dei Sito IT3250010 Bosco di Carpenedo.

Data di designazione come ZSC (SIC)	7/2018 (9/1995)
Data di designazione come ZPS	8/2003
Estensione (ha)	13.0
Tipologia di ambiente	Relitto delle selve di querce insediatesi nell'ultimo post-glaciale; bosco planiziale misto, ceduo, praterie di molinieto, grandi alberi di quercia isolati in praterie migliorate. Frammento di bosco planiziale a prevalenza di <i>Quercus robur</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>Acer campestre</i> , <i>Fraxinus ornus</i> e <i>Ulmus minor</i> (Carpino-Quercetum roboris, Carpinion illyricum). Ecosistema isolato, molto diverso dalle aree circostanti, fortemente antropizzate.
Habitat comunitari elencati nel Formulario N2000	
*6210	Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (Festuco-Brometalia) (stupenda fioritura di orchidee)
6410	Praterie con Molinia su terreni calcarei, torbosi o argilloso-limosi (Molinion caeruleae)
6510	Praterie magre da fieno a bassa altitudine (Alopecurus pratensis, Sanguisorba officinalis)
91L0	Querceti di rovere illirici (Erythronio-Carpinion)
Specie di interesse comunitario elencate nel Formulario N2000	
Gufo comune	<i>Asio otus</i>
Cerambice della quercia	<i>Cerambyx cerdo</i>
Albanella reale	<i>Circus cyaneus</i>
Testuggine palustre europea	<i>Emys orbicularis</i>
Averla piccola	<i>Lanius collurio</i>
Cervo volante	<i>Lucanus cervus</i>
Scarabeo eremita	<i>Osmoderma eremita</i>
Rana di Lataste	<i>Rana latastei</i>
Tritone crestatto italiano	<i>Triturus carnifex</i>

Tabella 2-2 Caratteristiche salienti dei Sito IT3250023 Lido di Venezia: biotopi litoranei.

Data di designazione come ZSC (SIC)	7/2018 (9/1995)
Data di designazione come ZPS	2/2008
Estensione (ha)	166
Descrizione e valenza	Si tratta di sottili diaframmi che costituiscono la delimitazione fisica naturale del territorio lagunare veneziano verso il mare aperto. Le estremità sono soggette a processi di accumulo naturale di sabbia con conseguente formazione di un'ampia battigia e di sistemi di strutture dunali. Ambienti soggetti a forti pressioni antropiche con conseguente alterazione dell'assetto geomorfologico. Presenza della tipica seriazione psammofila (Salsolo-Cakiletum aegyptiacae, Sporobolo arenarii - Agropiretum juncei, Echinophoro spinosae - Ammophiletum arenarie, ecc.). Sulle dune consolidate sono presenti impianti artificiali di <i>Pinus pinea</i> e <i>P. pinaster</i> che ospitano elementi della flora mediterranea. Nelle bassure interdunali si sviluppa una vegetazione erbacea di tipo igrofilo (Eriantho - Schoenetum nigricantis). Sito di particolare interesse naturalistico. Nonostante la forte riduzione degli ambiti dunosi dovuta alla forte pressione turistica, sono ancora presenti, seppure in modo frammentario, i tipici aspetti vegetazionali litoranei. Area di importanza nazionale per la nidificazione di fraticello e fraticello. Area di svernamento per Passeriformi e Caradiformi.
Habitat comunitari elencati nel Formulário N2000	
1210	Vegetazione annua delle linee di deposito marine
2110	Dune mobili embrionali
2120	Dune mobili del cordone litorale con presenza di <i>Ammophila arenaria</i> (dune bianche)
2230	Dune fisse a vegetazione erbacea (dune grigie)
2130	Prati dunali di Malcolmietalia
2270	Foreste dunari di <i>Pinus pinea</i> e/o <i>Pinus pinaster</i>
6420	Praterie mediterranee con piante erbacee alte e giunchi (Molinion-Holoschoenion)
Specie di interesse comunitario elencate nel Formulário N2000	
Fraticello	<i>Sterna albifrons</i>
Nibbio reale	<i>Milvus migrans</i>
Garzetta	<i>Egretta garzetta</i>
Beccapesci	<i>Sterna sandvicensis</i>
Succiapapere	<i>Caprimulgus europaeus</i>
Averla piccola	<i>Lanius collurio</i>
Martin pescatore	<i>Alcedo atthis</i>
Fratino	<i>Charadrius alexandrinus</i>
Salicornia veneta *	<i>Salicornia veneta</i>

Gabbiano corallino	<i>Larus melanocephalus</i>
Sterna comune	<i>Sterna hirundo</i>
Falco di palude	<i>Circus aeruginosus</i>
Stipa veneta *	<i>Stipa veneta</i>
Falco pescatore	<i>Pandion haliaetus</i>



Figura 2-4 Averla piccola, specie di interesse comunitario già segnalata in passato nel Sito N2000 Lido di Venezia e probabilmente in forte rarefazione.

3. ASPETTI VEGETAZIONALI E MORFOLOGICI:

La conoscenza della flora e della vegetazione dei due Siti N2000 considerati è generalmente soddisfacente, anche se non sempre aggiornata e con dettaglio non sufficiente per individuare i meccanismi ecologici che possono essere causati o controllati dai cambiamenti climatici. Di seguito si presentano le risultanze di sopralluoghi compiuti nella primavera 2022 e 2023 in entrambi i Siti Natura 2000.

3.1. Bosco di Carpenedo

Per il **Bosco di Carpenedo** è disponibile la carta ufficiale degli habitat di interesse comunitario che è stata verificata durante sopralluoghi; si sottolinea che questa non ha un dettaglio sufficiente per evidenziare alcuni microhabitat legati alla corretta disponibilità idrica, fattore critico in tutti i boschi planiziali ed aree umide planiziali. Questo aspetto è rilevante nelle piccole aree umide all'interno del grande prato nel bosco (Figura 3-1), ma anche nelle praterie del forte di Carpenedo che in alcuni punti presentano un forte gradiente idrico con la presenza di rari e importati lembi di prati umidi con *Schoenus nigricans* (Figura 3-5).

Gli aspetti boschivi sono approfonditi anche nel Piano di Gestione forestale del Bosco di Carpenedo; quest'ultimo oggi è costituito da una porzione naturale, con interessante struttura eterogenea e ricchezza di sottobosco (Figura 3-2), e numerosi lembi piantumati (Figura 3) con le specie legnose tipiche del quercio-carpineto e che sono in fase di sviluppo avanzata. Come spesso accade però scarseggiano le specie del sottobosco che non sono oggetto dei ripristini e che richiedono tempi lunghi per reinsediarsi (sempre che vi siano popolazioni sorgenti nelle vicinanze). Il grande prato con caratteristiche di arrenatereto è dedicato alla fruizione (Figura 3-4).

Gli spalti del Forte di Carpenedo sono occupati da lembi di prati molto interessanti dal punto di vista naturalistico e ricche di specie, fra cui numerose orchidee (Figura 3-5). La loro attuale gestione ne favorisce una corretta conservazione. Sono bordati da densi cespuglieti in cui domina il prugnolo.



Figura 3-1 Piccola zona umida.



Figura 3-2 Quercio-carpineto originario con struttura eterogenea e sottobosco tipico.



Figura 3-3 Bosco di impianto in fase di sviluppo con sottobosco nemorale non ancora strutturato.



Figura 3-4 Prato centrale sfalciato e adibito alla fruizione.



Figura 3-5 Vaste praterie in gradiente ecologico che presentano quindi elementi più xerici, mesici ed igrofili.

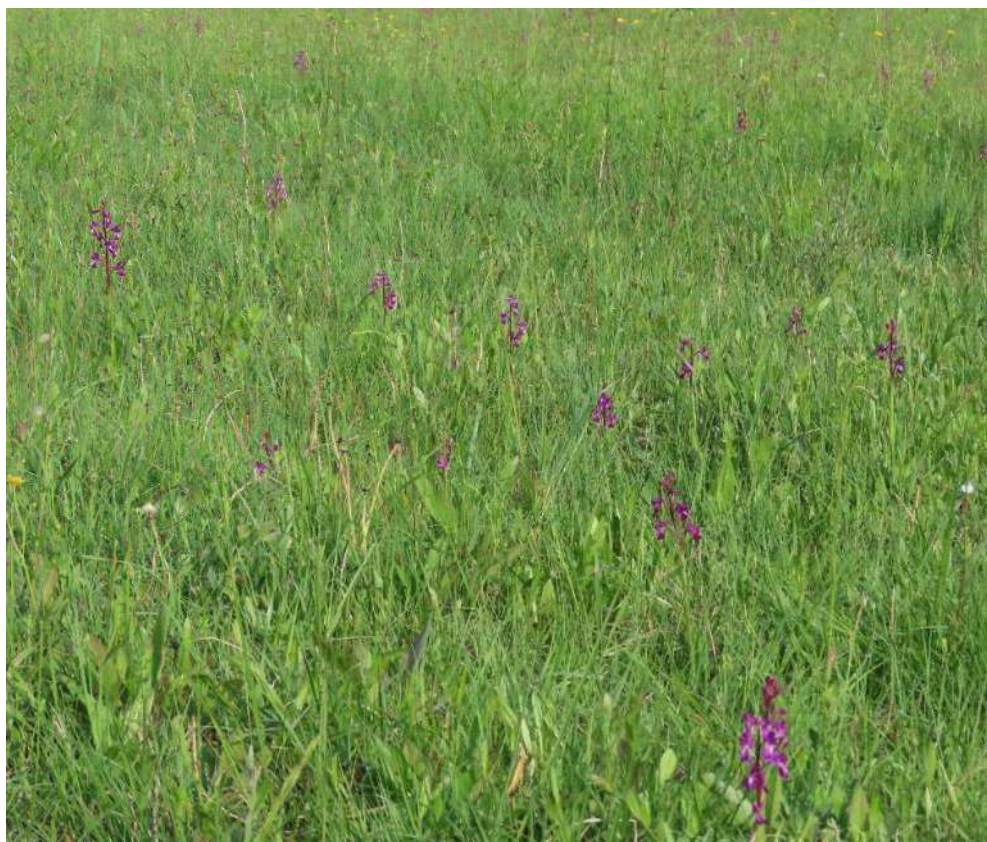


Figura 3-6 Praterie con orchidee nel settore di ZSC circostante il Forte Carpenedo.

3.1.1. Analisi dati meteorologici

Il 2022 è risultato uno degli anni più caldi e siccitosi tra quelli recenti, con evidenti effetti sull'ambiente del Bosco di Carpenedo, tra cui ad esempio la presenza molto ridotta di anfibi e l'assenza pressoché totale di acqua dalle scoline interne al Bosco. Per l'importanza che alcuni fattori climatici possono avere nel condizionare struttura e funzioni del Bosco, si presenta di seguito una breve analisi di alcuni dati recenti (2010–2022).

Nei grafici successivi si riportano i dati meteo relativi ad una stazione ARPAV situata a Favaro Veneto, a pochi km dal Bosco di Carpenedo (fonte dati: https://www.arpa.veneto.it/dati-ambientali/open-data/file-e-allegati/trend_variabili_meteorologiche.zip).

Per quanto riguarda le precipitazioni annuali (Figura 3–7), si osserva come il 2022 abbia rappresentato il minimo (con 582 mm) dell'intera serie pluriennale considerata, con una differenza pari a –37% rispetto al valore medio pluriennale (927 mm). Benché il trend non risulti ancora statisticamente significativo, il deficit idrico che si va accumulando negli ultimi anni è evidente e richiede la predisposizione di opportuni interventi gestionali nel medio–lungo periodo. Da notare ancora che nel bimestre marzo–aprile 2022, il periodo più importante per la riproduzione degli anfibi, si sono complessivamente registrati solo 34 mm, a fronte di una media nello stesso periodo per gli anni precedenti di 153 mm.

Le temperature medie (Figura 3–8) sono invece aumentate in modo significativo, con i valori del 2022 di 0.8°C più alti della media dell'intero periodo; da rilevare inoltre che la differenza delle temperature medie tra il 2022 ed il 2010 è pari a +1.5 °C, un aumento estremamente rilevante e verificatosi in un arco temporale molto ristretto.

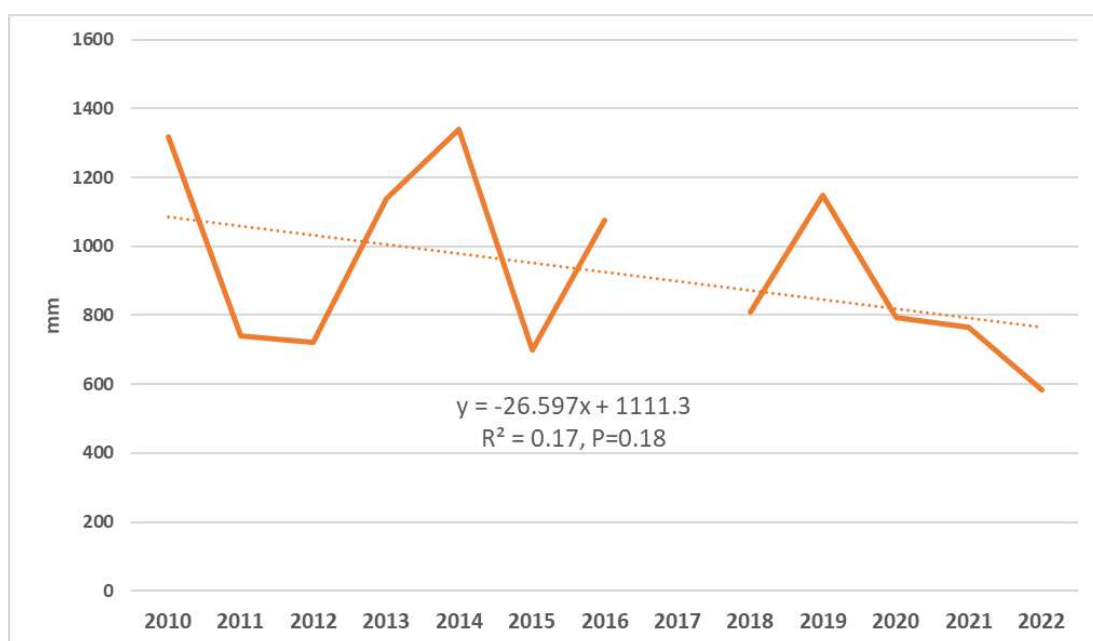


Figura 3-7 Andamento recente (2010-2022) delle precipitazioni misurate presso la stazione meteo ARPAV di Favaro Veneto (VE). Per il 2017 non sono disponibili dati.

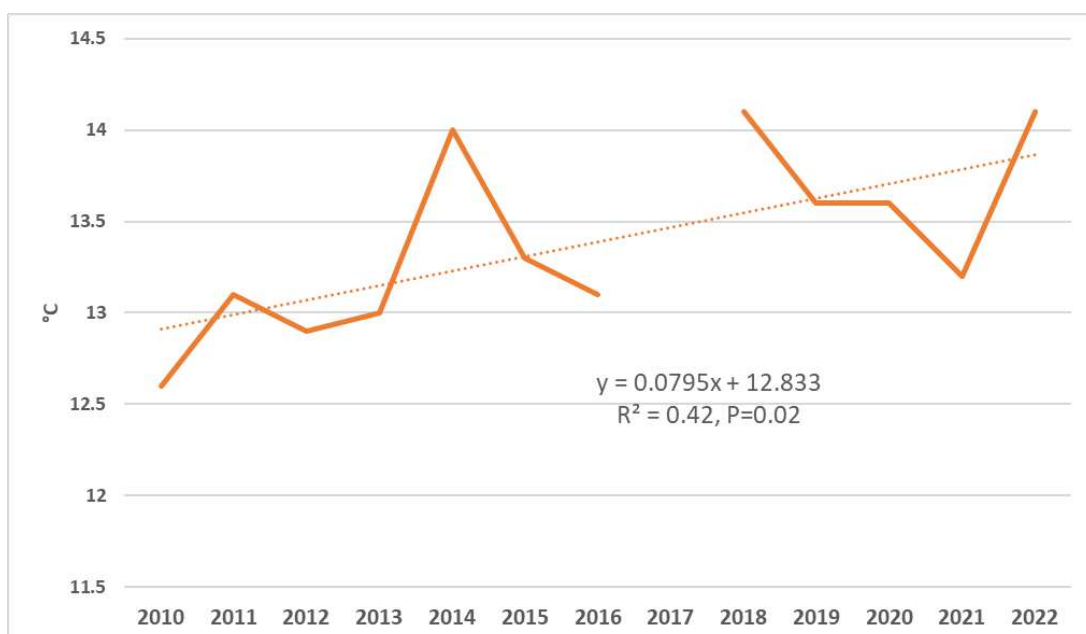


Figura 3-8 Andamento recente (2012-2022) delle temperature medie annuali misurate presso la stazione meteo ARPAV di Favaro Veneto (VE). Per il 2017 non sono disponibili dati.

3.2. Biotopi litoranei: Lido di Venezia

Sono stati effettuati sopralluoghi nella primavera-estate 2022 anche presso le aree di Ca' Roman, Alberoni e San Nicolò, senz'altro le più rappresentative sotto il profilo ambientale nel sito Natura2000 qui considerato. La quarta area, Santa Maria del Mare, è costituita quasi esclusivamente da tre specchi d'acqua salmastri, interni all'isola di Pellestrina e posti alla sua estremità settentrionale.

La prima area rappresenta un sito costiero molto interessante per le sue recenti dinamiche di deposito di materiali sabbiosi. La Carta degli habitat di interesse comunitario è in fase di aggiornamento ad opera del Consorzio Venezia Nuova, per conto del Provveditorato alle Opere Pubbliche per il Triveneto (Studio C.1.9 "Piano delle misure di compensazione, conservazione e riqualificazione ambientale dei SIC e della ZPS della laguna di Venezia – Miglioramento, ripristino e recupero dei SIC IT 3250003 e IT3250023 – III fase").

È stata svolta inoltre una ricerca storica sulla base delle immagini aeree o satellitari disponibili online. Sulla base fotografica è stato applicato il limite della ZSC/ZPS IT3250023 "Lido di Venezia: Biotopi litoranei", in cui ricade l'area di interesse. Appare evidente dalle immagini riportate di seguito, come vi sia stato nel corso dei decenni un progressivo

aumento della superficie a spiaggia e un conseguente avanzamento della linea di costa di 155–200 m (tra il 1955 e il 2019).

A titolo esemplificativo, in Figura 3–9 sono riportate le linee di costa di alcuni anni compresi tra il 1978 ed il 2020 nel sito di San Nicolò, in cui appare chiaramente come la superficie di spiaggia sia aumentata progressivamente verso la zona orientale in corrispondenza della diga (150 m circa), mentre nella porzione più occidentale dell'area di interesse vi è una variabilità modesta (circa 30 m).



Figura 3–9 Limiti della linea di costa nel 1978–1983–1987–1994–2020, elaborata (fonte IDT Regione del Veneto – Il Geoportale dei dati Territoriali) dell'area di San Nicolò.

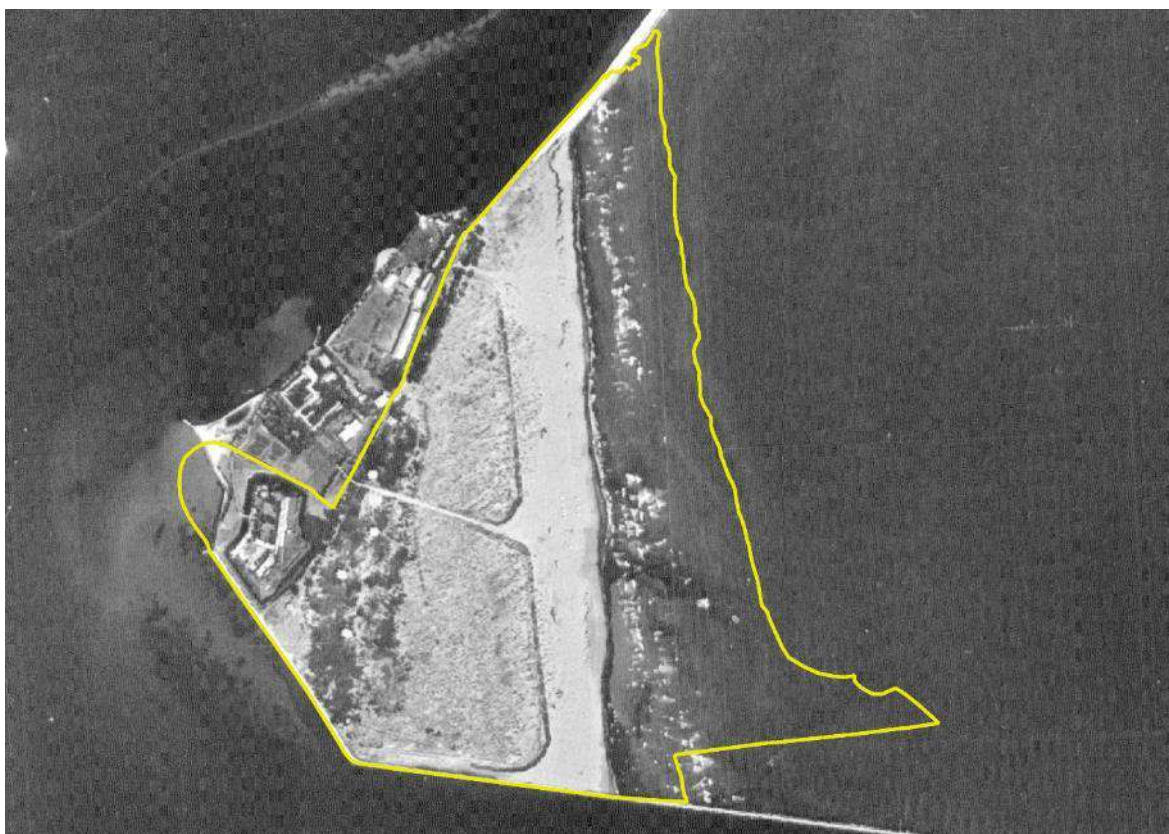


Figura 3-10 Immagine del sito di Ca'Roman, fonte volo aereo IGM 1955.



Figura 3-11 Immagine del sito di Ca'Roman, fonte immagine satellite Google 2023.



Figura 3-12 Immagine del sito di Alberoni, fonte volo aereo IGM 1955.



Figura 3-13 Immagine del sito di Alberoni, fonte immagine satellite Google 2023.

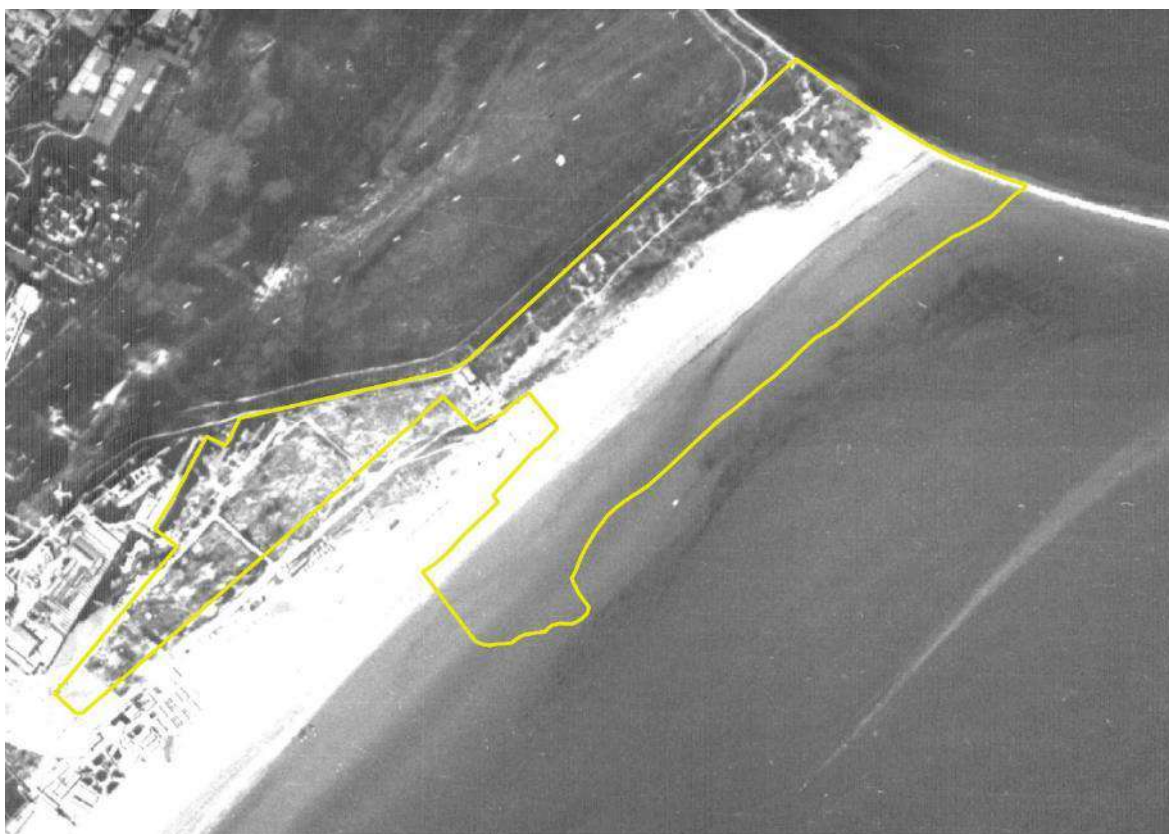


Figura 3-14 Immagine del sito di San Nicolò, fonte volo aereo IGM 1955.



Figura 3-15 Immagine del sito di San Nicolò, fonte immagine satellite Google 2023.

3.2.1. Analisi dati meteorologici

Nel caso del Sito N2000 Lido di Venezia si è utilizzata la serie temporale (1994–2022) disponibile per la stazione ARPAV posta presso Cavallino–Treporti, a poca distanza. Nei grafici seguenti si può osservare l'andamento estremamente irregolare, senza alcuna tendenza significativa, delle precipitazioni totali annue, che presentano un massimo di 1350 mm nel 2014 e un minimo di 549 mm nel 2011. Da rilevare comunque che il 2022, con 652 mm, costituisce il quinto anno più asciutto nell'intero periodo considerato, di 29 anni.

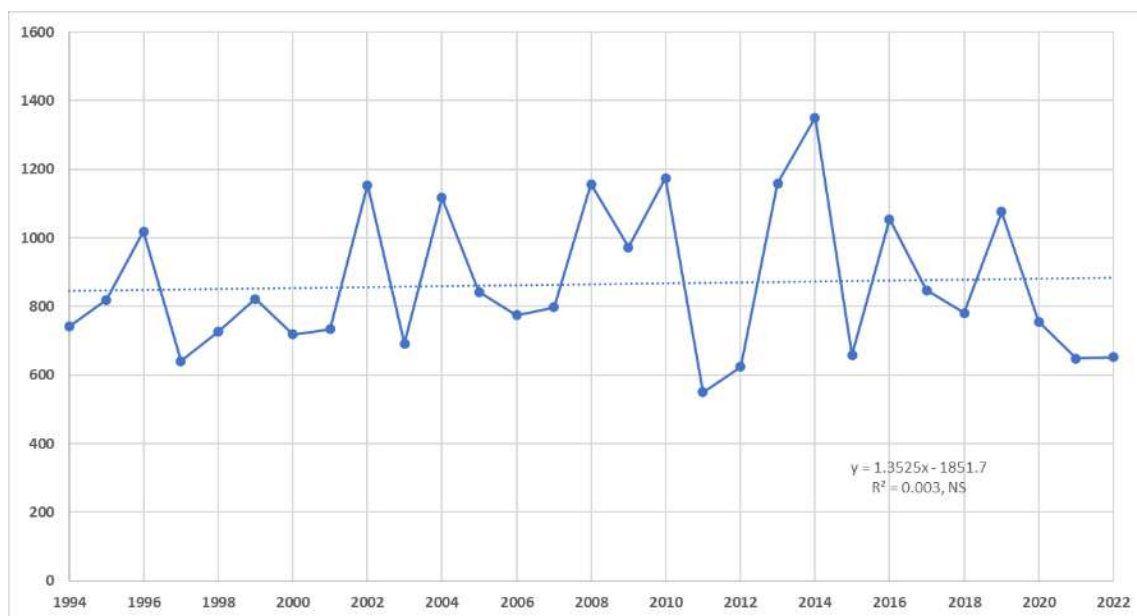


Figura 3-16 Precipitazioni totali annue presso la stazione ARPAV di Cavallino–Treporti.

Ben diverso è l'andamento osservato nelle temperature medie, come si può osservare nella Figura 3-17; si osserva un incremento pressoché costante e statisticamente altamente significativo, con una differenza di circa .5 °C tra il 1994 e il 2022.

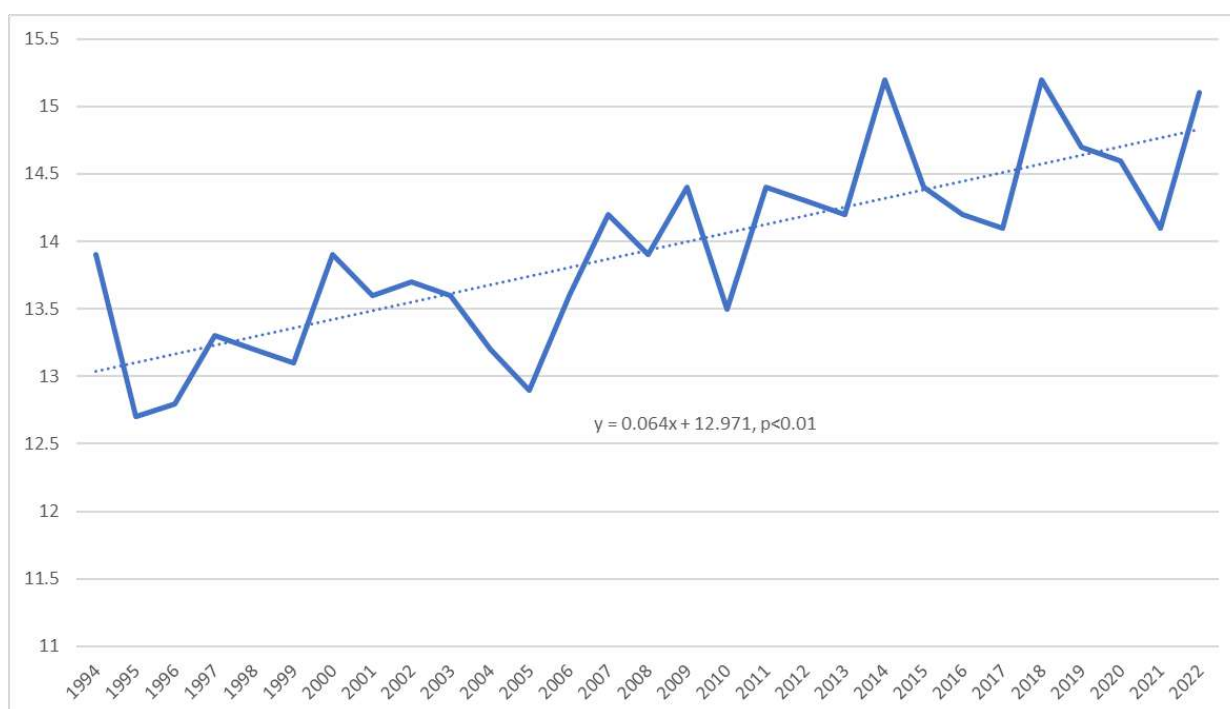


Figura 3-17 Temperatura media annua presso la stazione ARPAV di Cavallino-Treporti.

3.2.2. Aspetti vegetazionali: Ca' Roman

La lunga serie dinamica che ha portato allo sviluppo di questa spiaggia con la sua zonazione vegetazionale sembra essersi oggi molto rallentata e quindi sono ampi i sistemi consolidati, presenti sia con dune con copertura erbacea che con dune interessate da piantumazioni di pini (Figura 3-20). Le dune mobili con *Amorpha fruticosa* (purtroppo ricche di *Spartina juncea*, Figura 3-21, specie invasiva di origine nordamericana) e i cakileti della fascia ancora in fase di formazione sono oggi piuttosto compressi (Figura 3-22). Nella parte più meridionale in prossimità dei cantieri del MO.S.E. la situazione è piuttosto degradata, con ricchezza di specie esotiche invasive (esempio *Amorpha fruticosa*) e una progressione significativa dei rovi.

Di particolare rilevanza è risultato l'impatto della grande colonia di gabbiano reale presente da pochi anni sulle dune di Ca' Roman; nell'estate 2022 si potevano stimare 150-200 coppie nidificanti, che con la loro presenza stanno causando molteplici effetti negativi: distruzione dello strato muscinale (trattasi di aree inquadrare nell'habitat prioritario *2130 Due grigie) nei dintorni del nido; accumulo di deiezioni e resti di cibo in ampie aree all'interno della colonia; probabile effetto deterrente sulla nidificazione di altre specie di maggior interesse conservazionistico. Il problema è certamente destinato ad aumentare nei

prossimi anni, visto che le colonie di questa specie possono superare, nei siti particolarmente idonei, il migliaio di coppie.



Figura 3-18 Gabbiani reali al nido, sulle dune di Ca' Roman; primavera 2022.



Figura 3-19 Effetti negativi della nidificazione di gabbiano reale sugli habitat dunali di Ca' Roman.

La gestione attiva sembra limitata alle aree di fruizione (ad esempio attorno ai bunker, Figura 3-23), a lembi di pineta con leccio e ad alcuni lembi di dune consolidate in cui sono stati effettuati dei tagli.



Figura 3-20 Sistema di dune consolidate caratterizzate dalla propagazione naturale di pini.



Figura 3-21 Dune ad *Ammophila arenaria* con forte penetrazione di *Spartina juncea*.



Figura 3-22 Il sistema attivo di dune con *Ammophila arenaria* e cakileti, che nel complesso occupano una fascia piuttosto ristretta.



Figura 3-23 Resti di bunker della Seconda guerra mondiale, con area in cui viene effettuata la gestione della vegetazione.

3.2.3. Aspetti vegetazionali: Alberoni

Nel settore degli Alberoni, le osservazioni eseguite in altri sopralluoghi effettuati tra aprile e maggio hanno confermato il notevole valore dell'area per l'estensione dei sistemi dunali e retrodunali, tra i maggiori del Nord Adriatico; la varietà di habitat presenti, tra cui ad esempio alcune aree di habitat *7210 Paludi a *Cladium mariscus*, habitat di interesse prioritario e che non risulta ancora inserito nel relativo Formulario Standard.

Nel contempo, tra le criticità presenti è evidente un utilizzo antropico ancora solo in parte controllato, con un eccessivo sentieramento, presenza di rifiuti non organici in discreta quantità e di manufatti di fortuna, realizzati con legname e altri detriti.



Figura 3–24 *Silene colorata*, Alberoni, aprile 2022.



Figura 3–25 Prati aridi in prossimità del Forte Rocchetta, agli Alberoni; giugno 2022.



Figura 3-26 Vegetazione psammofila agli Alberoni, ottobre 2022.



Figura 3-27 Habitat retrodunali agli Alberoni, maggio 2022.

3.2.4. Aspetti vegetazionali: San Nicolò

Nel periodo giugno–luglio 2022 sono stati inoltre condotti due sopralluoghi presso l’area di S. Nicolò del Lido. Benché sia di modeste dimensioni, questo settore costituisce un compendio delle pressioni e delle dinamiche in atto nell’intero Sito Natura2000.

A questo riguardo, tra le caratteristiche più importanti si possono citare a titolo esemplificativo:

- nidificazione regolare di un piccolo nucleo di coppie di fraticello, specie di interesse comunitario, da anni oggetto di interventi di protezione delle covate da parte di associazioni ambientaliste;
- elevata pressione antropica, in gran parte dovuta ai frequentatori tardo primaverili–estivi;
- significativa presenza di habitat di interesse comunitario, oltre che di specie vegetali aventi distribuzione molto localizzata a livello nazionale;
- presenza di un’area, all’estremità nord, già utilizzata come cantiere per la costruzione del MO.S.E. e su cui è stato in seguito effettuato un intervento di ripristino ambientale, con creazione di dune di modesta altezza, impianto di ammofila e specie arbustive, realizzazione di percorsi su passerelle in legno.

Durante il sopralluogo è stato possibile raccogliere i dati di campo necessari per la redazione della Carta dell’uso del suolo di questo settore, colmando una delle lacune conoscitive individuate nella fase preliminare del presente Servizio.



Figura 3–28 San Nicolò del Lido: Apocini veneto (*Trachomitum venetum*), specie orientale diffusa in Italia solo lungo il litorale altoadriatico e la Puglia.



Figura 3–29 San Nicolò del Lido: macchie arbustive nell'area soggetta alcuni anni orsono ad interventi di ripristino ambientale.

3.3. Le carte degli habitat e dell'uso del suolo: un aggiornamento

I rilievi effettuati nei siti di progetto per questo Servizio hanno permesso di effettuare anche un aggiornamento delle cartografie esistenti per i due Siti Natura 2000. Si tratta per lo più di verifiche e modifiche legate a dinamiche in atto o a adeguamenti topografici di quelle precedenti. Tale aggiornamento non va considerato come modifica alle carte degli habitat ufficiali e approvate con apposita DGR del Veneto; si tratta piuttosto di strumenti utili al fine di comprendere meglio le dinamiche in atto e di poter spazializzare alcune delle misure individuate e dei monitoraggi che si ritiene saranno necessari in futuro.

Per questo motivo non sono stati considerati gli habitat inclusi nell'Allegato 1 della Direttiva 92/43/CEE Habitat, ma le mappe si basano su una legenda più generica basata sul sistema di classificazione Corine Land Cover il cui dettaglio (livello IV dei decimali) è congruo con la necessità di evidenziare i processi ecologici in atto.

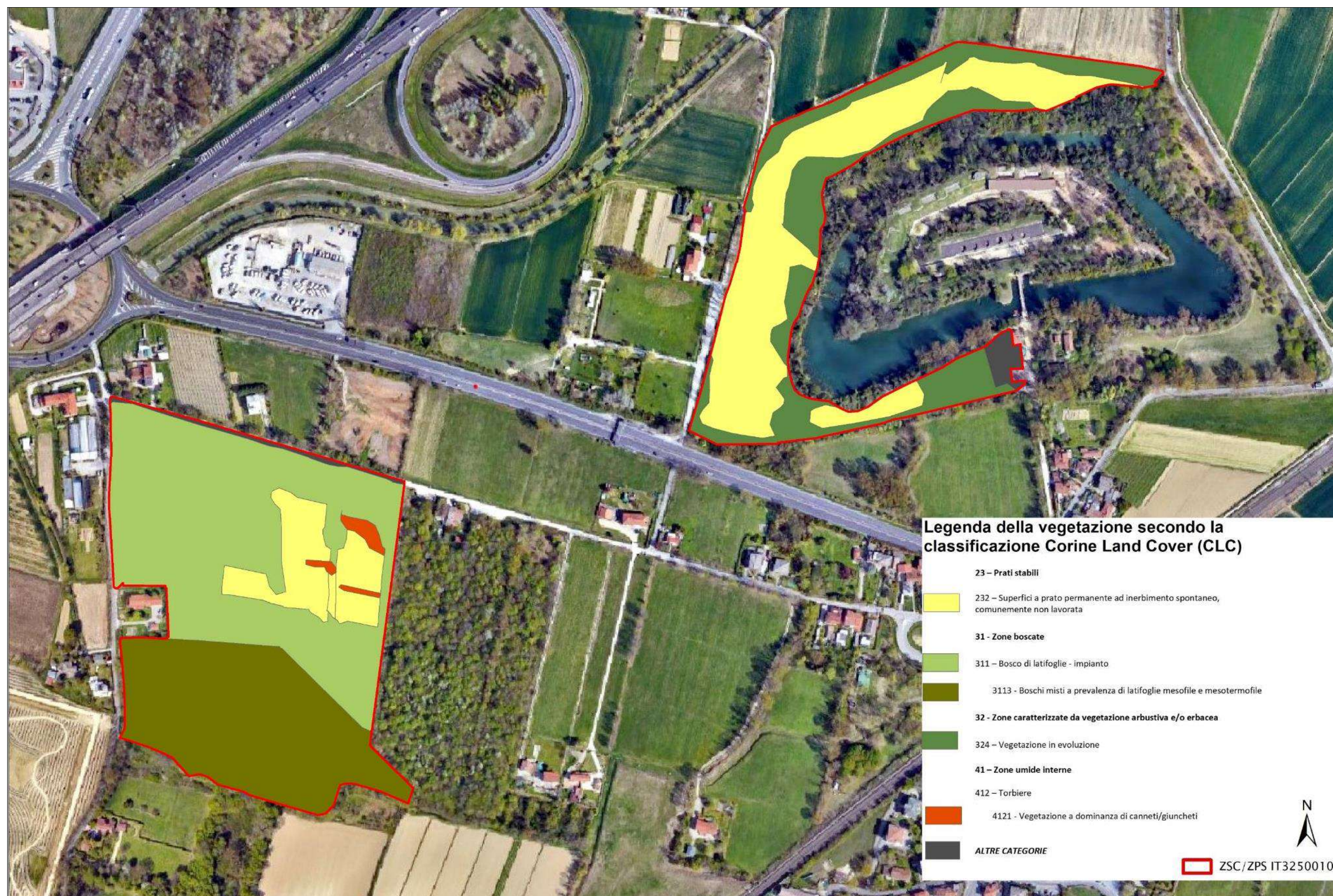


Figura 3–30 Mappa dell'uso del suolo elaborata sulla base dei sopralluoghi svolti nell'ambito del Bosco di Carpenedo nel 2022, classificazione secondo Corine Land Cover (CLC 2018)

Questo sito è suddiviso in due parti differenti caratterizzate da un sistema boscato e da un sistema di prati. La porzione boscata è caratterizzata da un residuo di quercò-carpineto planiziale (habitat 9110) a cui si uniscono vaste superfici derivanti da impianti di specie arboree a fini naturalistici e che oggi si trovano in differenti stadi di sviluppo. Esse sono sempre riferite a boschi di latifoglie, ma il sottobosco e la struttura devono ancora evolversi per poter essere considerati porzioni di boschi misti di latifoglie. All'interno del bosco vi è una grande radura con vegetazione tipica dei prati da sfalcio (habitat 6510) e dei lembi con vegetazione umida con canneti. La porzione caratterizzata da un mosaico di habitat prativi invece risulta omogenea a livello di classificazione CLC (prati e cespuglieti) ma è in realtà articolata in praterie più asciutte (brometi- habitat 6210), mesiche (arrenatereti - habitat 6510) e umide (molini- habitat 6410) che si pongono su un gradiente di disponibilità idrica.

L'area di Ca' Roman è caratterizzata dalla presenza di numerosi habitat riconducibili alle relative categorie CLC. Tra questi si segnalano alcune aree di dimensioni modeste situate nell'estremità occidentale, in corrispondenza della presenza di una superficie allagata da acqua salmastra, caratterizzate dagli habitat 1310 e 1420 (CLC 4213 - Barene).

Ben più estese sono le superfici caratterizzate dall'habitat 2120 "dune bianche" e 2130 "dune grigie" (CLC 3312 - Vegetazione delle dune litoranee), in particolare lungo la fascia orientale parallela alla linea di costa. Anche l'habitat 6420, rappresentato con una superficie modesta, rientra in questa categoria CLC.

La vegetazione forestale è rappresentata soprattutto da pinete d'impianto che vanno inserite nell' habitat 2270* (CLC 31221 - Formazione antropogena di conifere), che rappresentano gran parte della porzione centrale dell'area.

Nella categoria 31 "aree boscate" e 311 "bosco di latifoglie" (non habitat) sono rappresentate tutte le strutture arborate caratterizzate dalla dominanza di *Populus alba*, spesso in mosaico con la categoria 322 (Lande e cespuglieti) costituite da alberi e arbusti, tra cui *Eleagnus angustifolia*, *Robinia pseudoacacia*, *Tamarix gallica*, *Asparagus acutifolius*. Questa categoria comprende soprattutto le boscaglie di *Rubus ulmifolius*, che rappresentano una delle formazioni più diffuse dell'area e decisamente in fase di continua espansione.

Merita menzione la presenza, sia pur su superfici ridotte, l'habitat prioritario 7210* "Paludi calcaree a *Cladium mariscus* e specie del *Caricion davallianae*", corrispondente al CLC 41 - Zone umide interne.

Nell'area di San Nicolò, gli habitat di tipo forestale sono rappresentati dal 2270* (CLC 31121 – Formazione antropogena di conifere) in gran parte derivati da interventi pregressi d'inserimento effettuati in periodi diversi e situati in corrispondenza dell'estremità occidentale dell'area.

Oltre alla pineta di chiara origine artificiale, sono state inserite diverse latifoglie come i pioppi che sono stati largamente utilizzati in passato per rimboschire le depressioni umide retrodunali e rappresentano le vaste aree più interne caratterizzate dalla categoria CLC 311 – Bosco di latifoglie e in alcune aree costituiscono un vero e proprio robinieto (CLC 31152).

Gran parte dell'area centrale e verso la costa è caratterizzato dalla vegetazione delle dune litoranee (CLC 3312) è stata inserita anche la prateria a *Spartina versicolor* che forma praterie dense e paucispecifiche soprattutto nella fascia retrostante la vegetazione delle dune embrionali anche se in alcuni casi penetra nell'area di pertinenza dell'elimeto a *Elymus farctus*. *Spartina versicolor* è specie ad ampia valenza ecologica ed è dotata di una spiccata capacità invasiva.

Entra in questa categoria anche la comunità a *Trachomitum venetum*. La vegetazione è caratterizzata da elevate coperture dell'apocino veneto, specie con criticità elevata in quanto considerata allo *status* di entità quasi a rischio (NT, Near Threatened), cioè specie prossima ad essere considerate a rischio e che in assenza di adeguate contromisure possono diventare minacciate in un futuro prossimo (Buffa *et al.*, 2016).

Il limite della ZSC/ZPS IT3250023 è molto arretrato rispetto alla linea di battaglia ed esclude completamente tutto il settore che comprende la zona afitoica e la fascia caratterizzata dall'habitat 1210 "Vegetazione annua delle linee di deposito marine" che rappresenta, nella sequenza psammofila, la prima fase di colonizzazione predunale nell'ambito dei processi dinamici di costruzione delle dune costiere.

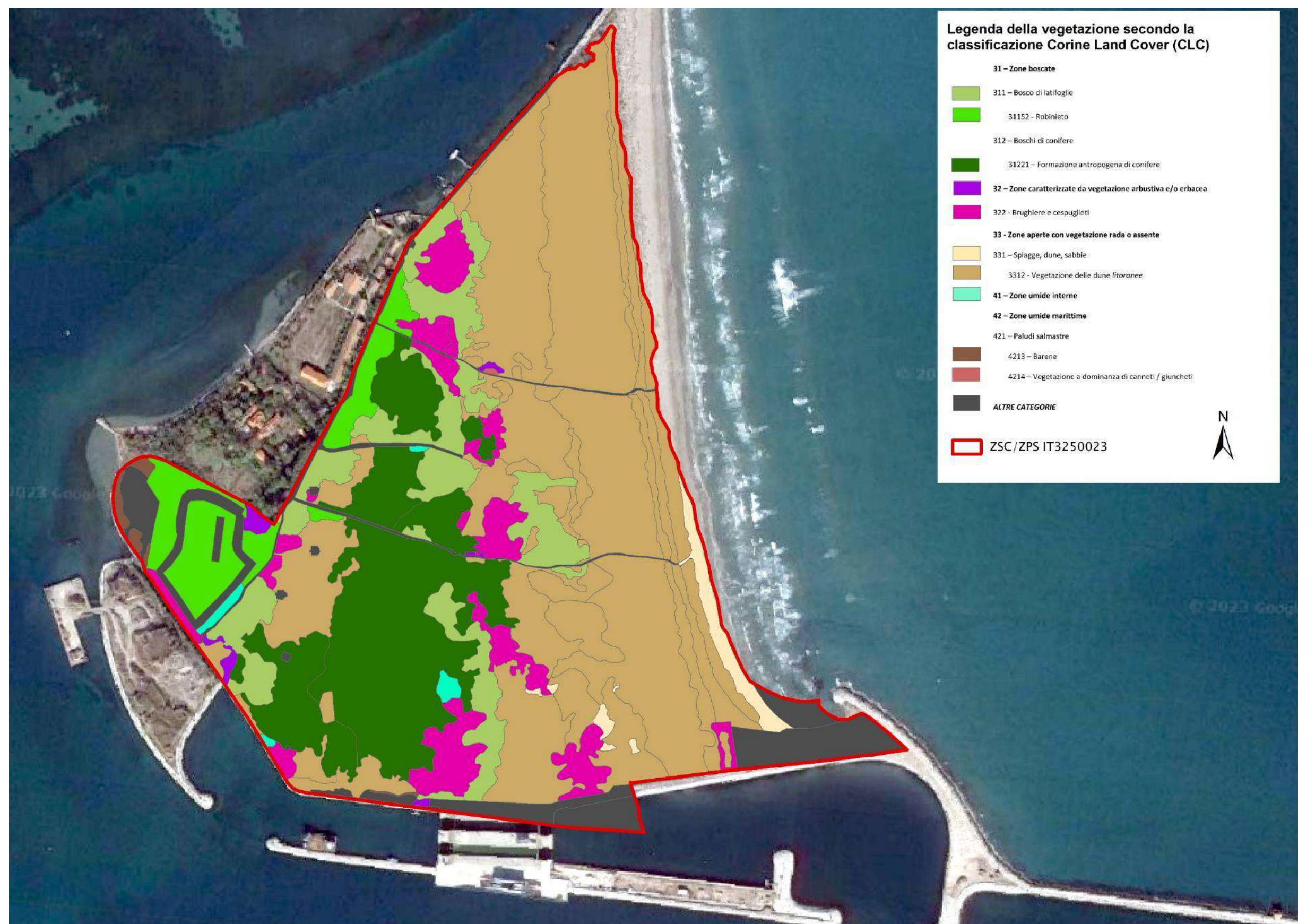


Figura 3-31 Mappa dell'uso del suolo elaborata da SELC sulla base dei sopralluoghi svolti nell'ambito di Ca' Roman: classificazione secondo Corine Land Cover (CLC 2018)

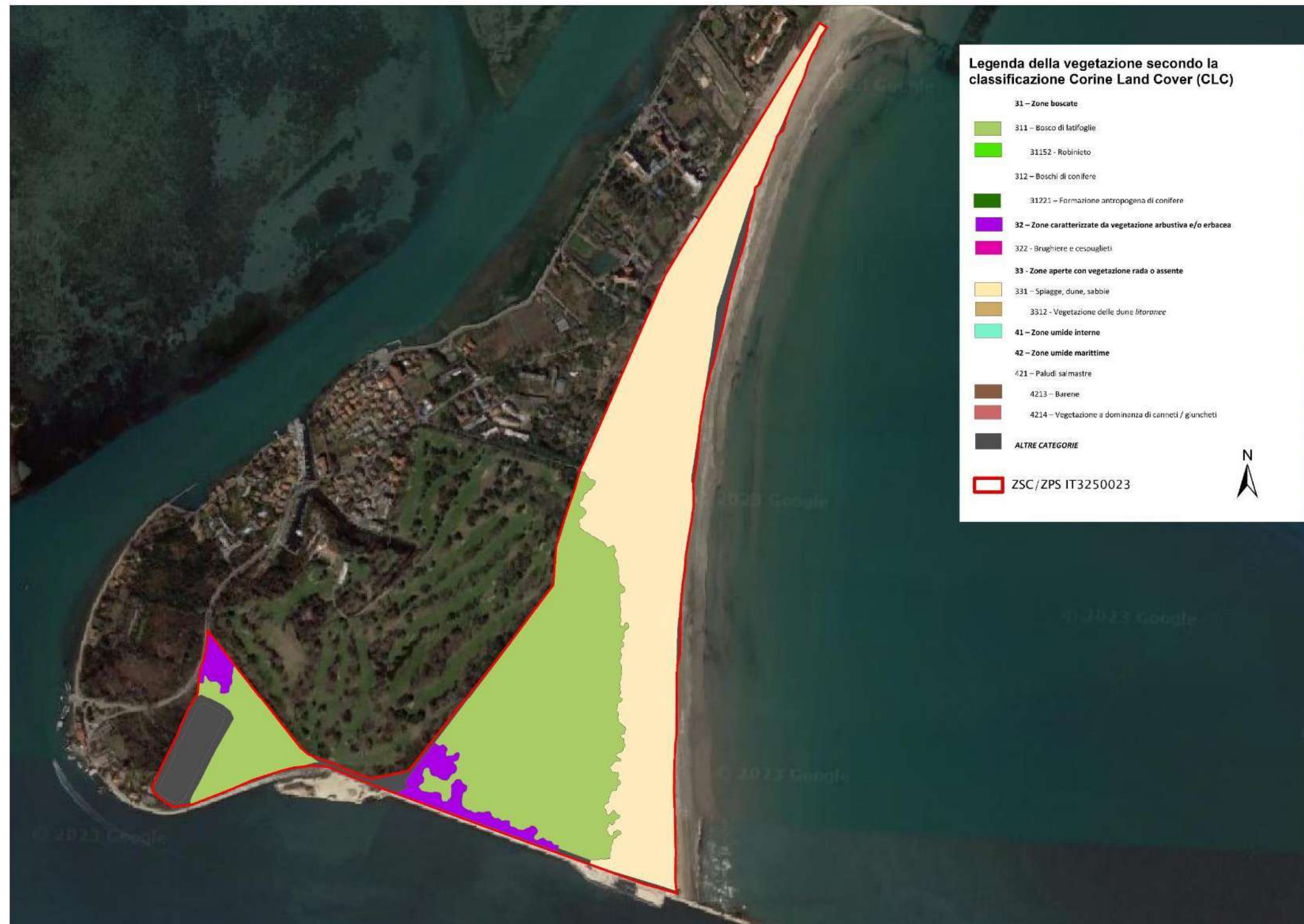


Figura 3-32 Carta dell'uso del suolo elaborata da SELC sulla base della fonte IDT Regione del Veneto – Il Geoportale dei dati Territoriali-2020, dell'area di Alberoni. Classificazione secondo Corine Land Cover (CLC 2018)



Figura 3–33 Mappa dell'uso del suolo elaborata da SELC sulla base dei sopralluoghi svolti nell'ambito di San Nicolò nel 2022; classificazione secondo Corine Land Cover (CLC 2018)

4. ASPETTI FAUNISTICI

Gli aggiornamenti del quadro faunistico si sono concentrati, come da incarico, sul Bosco di Carpenedo, nel quale sono state effettuate indagini ad hoc per acquisire nuovi dati su entomofauna, batracofauna ed erpetofauna, avifauna e mammalofauna.

Per il Biotopo Litorali del Lido si sintetizzano nelle pagine seguenti i risultati di recenti osservazioni pluriennali, prevalentemente a carattere ornitologico, effettuati dai componenti del gruppo di lavoro.

4.1. Bosco di Carpenedo

4.1.1. Entomofauna ¹

La coleotterofauna del bosco di Carpenedo è stata oggetto di un'unica indagine sistematica, ormai risalente ai primi anni '80 del secolo scorso (Ratti, 1984). Non vi sono altri dati noti per questo lembo relitto di foresta, che pure riveste notevole importanza quale unica sopravvivenza dell'antica foresta planiziale del litorale veneziano. Pur condizionato dalle pesanti modifiche derivanti dalla ridotta estensione, dal completo abbattimento avvenuto durante la Seconda guerra mondiale, e dall'introggressione di specie provenienti dagli ecosistemi agrari circostanti, questo piccolo bosco resta un ambiente unico e potenzialmente custode di specie di grande interesse ecologico ed a rischio di scomparsa. Nel quadro di indagini incentrate sul censimento della fauna vertebrata di seguito esposti, sono stati effettuati anche alcuni sopralluoghi intesi a verificare la presenza di un coleottero minacciato di estinzione, non più segnalato nel Veneziano da molti decenni, lo scarabeide *Osmoderma eremita* (famiglia Scarabaeidae, sottofamiglia Cetoniinae: Figura 4-1 noto anche con il nome volgare di eremita odoroso, per l'intenso odore di pesca matura che caratterizza il feromone rilasciato dal maschio durante il periodo riproduttivo per attirare la femmina.

¹ testo a cura di L. Zanella, entomologo e collaboratore esterno del Gruppo di lavoro



Figura 4-1 Esemplare di *Osmoderma eremita* (foto di Stanislav Snäll, fonte Wikimedia Commons: <https://creativecommons.org/licenses/by/3.0/legalcode>).

Questa specie è minacciata di estinzione in tutta Europa. È inserita negli allegati II e IV della Direttiva Habitat, nonché nella lista dei Coleotteri saproxilici italiani minacciati dell'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUCN, International Union for Conservation of Nature), con la classificazione di "specie vulnerabile" (Audisio et al., 2014). Negli ultimi decenni è stata oggetto di vari piani di salvaguardia, anche nell'ambito del territorio italiano. Questo insetto si sviluppa in alberi cavi adatti e sembra che possa utilizzare qualsiasi specie di albero, ma le querce (*Quercus* spp.) sono gli alberi principalmente utilizzati, seguite da tiglio (*Tilia* spp.), salice (*Salix* spp.), faggio (*Fagus sylvatica*) e alberi da frutto (*Prunus* spp., *Pyrus* spp., *Malus domestica*) (Ranius et al., 2005). La cavità idonea presenta legno marcescente attaccato da microflora fungina cellulosolitica, con produzione e accumulo di rosura legnosa nell'incavo. La larva di *Osmoderma* vive in profondità nel legno marcio delle pareti della cavità e anche l'adulto permane all'interno delle cavità, ove avviene l'accoppiamento, allontanandosene solo occasionalmente per alimentarsi su infiorescenze arbustive (Campanaro et al., 2011).

Nella zona di Mestre le segnalazioni note sono (Ratti, 1991): resti rinvenuti il 17.X.1962 (teste G.P. Rallo); 1 es. il 23.VI.1967 (leg. G.P. Rallo), 1 es. il 6.VII.1973 (leg. S. Canzoneri), 1 es. a Carpenedo 17.VI.1971 (leg. G.P. Rallo). Non sono noti dati più recenti.

Nella zona del bosco sono state eseguiti tre sopralluoghi tra la seconda metà giugno e agosto 2022, periodo favorevole al rinvenimento degli adulti. La maggior parte degli alberi

potenzialmente idonei non è stato osservato nel bosco storico ma nei filari di alberi capitozzati a margine di via del Tinto e di via del Boschetto (Figura 4-5. Molti di questi alberi, comunque, sono risultati ospitare formicai, specialmente nelle cavità, che rendono l'ambiente poco compatibile con la presenza di larve di coleotteri. In tutti i casi in cui è stato possibile si è proceduto all'estrazione ed esame del materiale detritico interno alla cavità per rilevare eventuali tracce di presenza di *O. eremita*, quali la presenza di pellet fecali o resti esoscheletrici di esemplari adulti.



Figura 4-2 Platano capitozzato e con cavità a margine del fossato di via del Tinto.

Nel bosco storico sono presenti molti alberi morti, sia in piedi che a terra, ma mancano alberi molto vecchi e cavi. Particolare attenzione è stata dedicata ad un platano con cavità presso la base (Figura 4-6). L'esame del materiale presente all'interno alla cavità ha portato

a rilevare pellet fecali ritenuti potenzialmente compatibili con la specie cercata (). Successive verifiche hanno portato a concludere che la taglia dei pellet, mai superiore ai 5 mm, è incompatibile con *Osmoderma* ed è probabilmente da attribuire ad altro cetonino, forse *Cetonia aurata* o *Protaetia cuprea* (M. Uliana, *in litteris*).

Sulla base di queste prime risultanze la presenza di *O. eremita* non può venire esclusa ma è da ritenere molto improbabile. Ricerche più approfondite andrebbero eseguite mediante impiego di idonee trappole innescate con il feromone rilasciato dal maschio, che contiene principalmente γ -decalattone, un composto commercialmente disponibile ed utilizzato come additivo cosmetico e alimentare, per le caratteristiche di fragranza fruttata. Questo permetterebbe di richiamare alla trappola eventuali femmine presenti nell'area, grazie alla grande sensibilità chemo-recettiva verso questo feromone. Tuttavia, questo tipo di monitoraggio richiede il controllo delle trappole con frequenza quotidiana per evitare la morte degli esemplari catturati, date le condizioni di elevato stress a cui sono sottoposti in concomitanza con le elevate temperature tipiche del periodo favorevole all'indagine. Inoltre, trattandosi di specie inclusa nell'Allegato II della Direttiva Habitat, la sua manipolazione richiede la preventiva autorizzazione da parte del Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica.



Figura 4-3 Cavità individuata alla base di un platano lungo il sentiero principale che parte dal cancello di ingresso. La rosura interno alla cavità è stata rimossa ed esaminata su un telo bianco per rilevare la presenza di pellet fecali o resti esoscheletrici.



Figura 4-4 Pellet fecali rinvenuti all'interno di una cavità tra la rosura legnosa. La scala campione inquadrata è in mm.

Infine, da aggiungere che per quanto riguarda recenti pubblicazioni a carattere entomologico si segnala quella di Calveri (2022) relativa agli Ortoteri del Bosco di Carpenedo, che colma una lacuna conoscitiva relativa a questa componente faunistica.

4.1.2. Anfibi e Rettili

Facendo riferimento a dati pregressi, per il bosco Carpenedo sono disponibili numerose informazioni quali-quantitative relative a differenti entità specifiche. In particolare, nel suo lavoro sulle comunità di anfibi e rettili presenti nei querceti planiziali della pianura veneta orientale, Semenzato (2000) segnala in questo sito la presenza di cinque specie di rettili e sei specie di anfibi, alcune delle quali confermate in monitoraggi successivi (Siardi, De Luca, Boscutti non pubblicato).

Nei confronti di questo gruppo faunistico, nell'ambito di questo Servizio sono state effettuate dall'esperto del Gruppo di lavoro due uscite (il 6/4/22 diurna ed il 18/5/22, serale notturna) utilizzando la metodologia dell'osservazione diretta ed ascolto presso le zone umide del bosco di Carpenedo, finalizzate all'individuazione degli anfibi in fase riproduttiva e post riproduttiva ed alla presenza di rettili,

Tabella 4-1 Specie osservate nel bosco Carpenedo (Semenzato 2000) e successive conferme (* De Luca, non pubblicato).

Specie	Nome scientifico	Fonte	Monitoraggi *
Rospo smeraldino	<i>Pseudepidalea viridis</i>	Semenzato 2000	x
Raganella italiana	<i>Hyla intermedia</i>	Semenzato 2000	x
Rana di Lataste	<i>Rana latastei</i>	Semenzato 2000	x
Rana verde	<i>Phelophylax kl. esculentus</i>	Semenzato 2000	x
Rana agile	<i>Rana dalmatina</i>	Semenzato 2000	x
Tritone punteggiato	<i>Lissotriton vulgaris</i>	Semenzato 2000	x
Testuggine palustre	<i>Emys orbicularis</i>	Semenzato 2000	
Orbettino	<i>Anguis fragilis</i>	Semenzato 2000	x
Lucertola muraiola	<i>Podarcis muralis</i>	Semenzato 2000	x
Biacco (Carbone)	<i>Hierophis viridiflavus</i>	Semenzato 2000	x
Natrice dal collare	<i>Natrix natrix</i>	Semenzato 2000	
Natrice tassellata	<i>Natrix tessellata</i>	Semenzato 2000	

Nel corso delle visite la stragrande maggioranza delle pozze si è presentata completamente asciutta. Nel bosco Carpenedo sono stati visitati cinque siti, il fosso principale e le quattro pozze ricreate nei pressi delle aree prative. Complessivamente sono state rilevate due specie di rettili (*Podarcis muralis*, *Hierophis viridiflavus*) e cinque specie di anfibi (*Rana latastei*, *Hyla intermedia*, *Pelophylax sp.*, *Bufo viridis*, *Lissotriton vulgaris*).

Rilievi integrativi 2022-2023 ¹

In questo paragrafo riportiamo ulteriori dati relativi all'erpeto fauna del Bosco di Carpenedo e delle immediate vicinanze, ad integrazione di quanto già riportato nelle pagine precedenti. I rilievi sono stati eseguiti da Massimo Semenzato, erpetologo e collaboratore esterno del Gruppo di Lavoro.

AMPHIBIA

Rana di Lataste (*Rana latastei*)

- 17 03 2022, contati 34 ammassi ovulari (in gruppi diversi: 20+12+2) in uno dei due stagni nel prato umido ubicato nel settore Nord del Bosco, l'unico che presentava acqua;

¹ Testo a cura di M. Semenzato, erpetologo e collaboratore esterno del Gruppo di lavoro

- 01 04 2022, 1 ad. investito all'incrocio tra via del Boschetto e via del Tinto;
- 20 06 2022, 1 ad. investito in via del Tinto all'altezza del parco di villa Matter;
- 30 06 2022, circa 100 girini nello stesso stagno del 17 03 2022;
- 17 03 2023, contati 10 ammassi ovulari (alcuni deposti da poco, altri con girini già mobili) nella scolina, da poco risezionata, che separa il Bosco dal parco di Villa Matter.

Rana agile (*Rana dalmatina*)

- 04 2022, 1 ad. investito in via Vallon a N del prato inondato del Forte Carpenedo;
- 20 03 2023, 2 resti di ammassi ovulari nell'unico stagno con acqua nel prato umido a N del bosco storico, una ventina di girini.

Rospo smeraldino (*Bufotes* cfr. *viridis*)

- 01 05 2022, > 100 girini nella scolina risezionata lungo via del Tinto, all'ingresso della lottizzazione "Residence Bosco di Mestre";
- 12 05 2022, 2 cordoni ovulari e > 500 girini scolina nella lottizzazione "Residence Bosco di Mestre", verso Villaggio Sartori;
- 19 05 2022, 1 femmina investita nel tratto di via del Boschetto verso via Berna (raccolta);
- 30 06 2022, qualche centinaio di girini (> 200) in uno dei due stagni nel prato umido a N del Bosco, l'unico con acqua.

Raganella padana (*Hyla perrini*)

- 23 04 2022, 1 ad. investito lungo il lato N (prato inondato verso via Vallon) del Forte Carpenedo (raccolto);
- 26 04 2022, 1 ad. in canto lungo lato N del Forte di Carpenedo, verso via Vallon.

REPTILIA

Lucertola muraiola (*Podarcis muralis*)

- 30 06 2022, 1 ad. presso il ponticello dello stagno nel prato umido a N del bosco storico;
- 17 03 2023, 7 add. sulla sponda interna della scolina che separa il bosco storico dal parco di villa Matter.

Orbettino italiano (*Anguis veronensis*)

- 12 05 2022, resti di coda amputata di ad. su pista ciclabile fiancheggiante via Vallon, all'altezza di Forte Carpenedo;
- 19 05 2022, 1 ad. investito in via del Boschetto;

- 30 06 2022, 1 juv, investito in via del Boschetto.



Figura 4-5 Pozza completamente asciutta, primavera 2022.



Figura 4-6 Pozza con significativa presenza di acqua, primavera 2022.



Figura 4-7 Ovature di rana di Lataste *R. latastei*, primavera 2022.

4.1.3. Avifauna

La raccolta di dati di campo circa l'avifauna presente nel Sito Bosco di Carpenedo è stata effettuata sia con osservazioni saltuarie effettuate durante le altre uscite previste, che soprattutto con l'utilizzo della metodica dei "punti di ascolto", ampiamente utilizzata nella letteratura scientifica, si vedano ad esempio Gagliardi et al. (2012) per una review e Scarton & Borella (2020) per una pluriennale indagine nell'Oasi WWF di Valle Averte (VE). In estrema sintesi, si tratta di ubicare alcune stazioni di rilievo dove l'operatore sosta per un tempo standard, 5 minuti in questo caso, e annota, separatamente, tutte le specie viste o udite entro od oltre un raggio di 50 m dall'osservatore.

Il 5/5/22 sono stati ubicati ed effettuati sei punti di ascolto, di cui cinque nell'area interna al Sito Natura 2000, ed uno di poco esterno, nel settore di bosco di più recente impianto ma comunque all'interno dell'area recintata. Gli altri punti sono stati ubicati all'interno delle formazioni boschive (carp02 e carp04), in una radura interna al bosco (carp01), nelle praterie o ai loro margini, nel settore circostante il Forte Vallon (carp05 e carp06). Nel mese di giugno 2022 sono state effettuate due ulteriori sessioni (il 4/6 e il 14/6) di rilievo dell'avifauna nei sei punti di ascolto ubicati nel mese precedente, portando il totale a tre rilievi.

In Tabella 2-1 si riporta la lista delle specie contattate almeno una volta. Il totale di 23 specie è relativamente modesto; i quattro punti situati entro il bosco sono risultati più poveri di specie rispetto ai due ubicati nei prati prossimi al Forte Carpenedo, nei quali la presenza di aree umide nelle vicinanze e di vaste distese prative ha portato all'osservazione di specie quali tuffetto, sterna zampenere, cormorano e averla piccola.



Figura 4-8 Ubicazione dei sei punti di ascolto per l'avifauna; in prossimità dei punti "carp02" e "carp03" sono state installate le fototrappole per la ricerca dei mammiferi (si veda par. 5.4).

L'elenco di specie include infatti, oltre a taxa prettamente forestali, anche altri tipici di ambienti più aperti o con presenza di cespugli, caratteristiche ritrovabili soprattutto nei dintorni dei punti carp05 e carp06, oltre che di carp01. L'osservazione di un'averla piccola è interessante ma, trattandosi di un solo caso, non sufficiente per ipotizzarne la nidificazione. Da rilevare inoltre la presenza il 14/6 nel Bosco di Carpenedo di un rapace diurno, il lodolaio, in periodo riproduttivo. La nidificazione all'interno del Bosco di questa specie, non molto comune benché comunque in aumento nell'ultimo decennio nel territorio veneziano (si veda Bon et al., 2014), al momento può però considerarsi solo eventuale.

Tabella 4-2 Specie di uccelli contattate durante le tre sessioni di rilievo con punti di ascolto (maggio-giugno 2022) nella ZSC Bosco di Carpenedo.

Airone guardabuoi	<i>Bubulcus ibis</i>
Averla piccola	<i>Lanius collurio</i>
Capinera	<i>Sylvia atricapilla</i>
Cinciallegra	<i>Parus major</i>
Codibugnolo	<i>Aegithalos caudatus</i>
Colombaccio	<i>Columba palumbus</i>
Cormorano	<i>Phalacrocorax carbo</i>
Cornacchia grigia	<i>Corvus cornix</i>
Gazza	<i>Pica pica</i>
Germano reale	<i>Anas platyrhynchos</i>
Ghiandaia	<i>Garrulus glandarius</i>
Lodolaio	<i>Falco subbuteo</i>
Merlo	<i>Turdus merula</i>
Picchio rosso maggiore	<i>Dendrocopos major</i>
Picchio verde	<i>Picus viridis</i>
Poiana	<i>Buteo buteo</i>
Rigogolo	<i>Oriolus oriolus</i>
Rondine	<i>Hirundo rustica</i>
Rondone comune	<i>Apus apus</i>
Sterna zampenere	<i>Gelochelidon nilotica</i>
Sturno	<i>Sturnus vulgaris</i>
Tuffetto	<i>Tachybaptus ruficollis</i>
Usignolo	<i>Luscinia megarhynchos</i>

I principali parametri di comunità sono riportati in Tabella 4-3; si osserva come, pur essendo composta da un numero limitato di specie la comunità risulta ben diversificata. Ad esempio, l'indice di Shannon è pari a circa 3, valore in linea con altri ambienti simili. Tuttavia, l'indice non parametrico di Chao1 (32.2), che presenta il numero di specie statisticamente atteso, è sensibilmente più alto del numero di specie osservato (pari a 23). È quindi verosimile che la comunità ornitologica sia in realtà più ricca di quanto risulti considerando il solo numero di specie osservate. È ragionevole ritenere che la folta vegetazione abbia ridotto la contattabilità di alcune delle specie presenti. Ad esempio, il gheppio non era stato contattato durante le sessioni di punti di ascolto, mentre è stata ripresa da una delle fototrappole.

Tabella 4-3 Parametri di comunità dell'avifauna rilevata in periodo riproduttivo, anno 2022.

Numero specie	23
Individui	79
Dominanza_D	0.05
Simpson_1-D	0.94
Shannon_H	3.01
Evenness_e ^{H/S}	0.88
Equitability_J	0.96
Chao-1	32.2

Con i dati acquisiti nel 2022 è possibile visualizzare graficamente la distribuzione di tre delle specie più comuni, vale a dire rigogolo, capinera e picchio rosso maggiore, espressa come densità di individui/ha ed ottenuta mediante il programma Surfer v.9. Le mappe distributive appaiono congruenti con le caratteristiche ecologiche delle tre specie ed anche i valori di densità rientrano tra quelli noti in letteratura, si veda ad es. Groppali & Camerini (2006).



Figura 4-9 Picchio rosso maggiore.

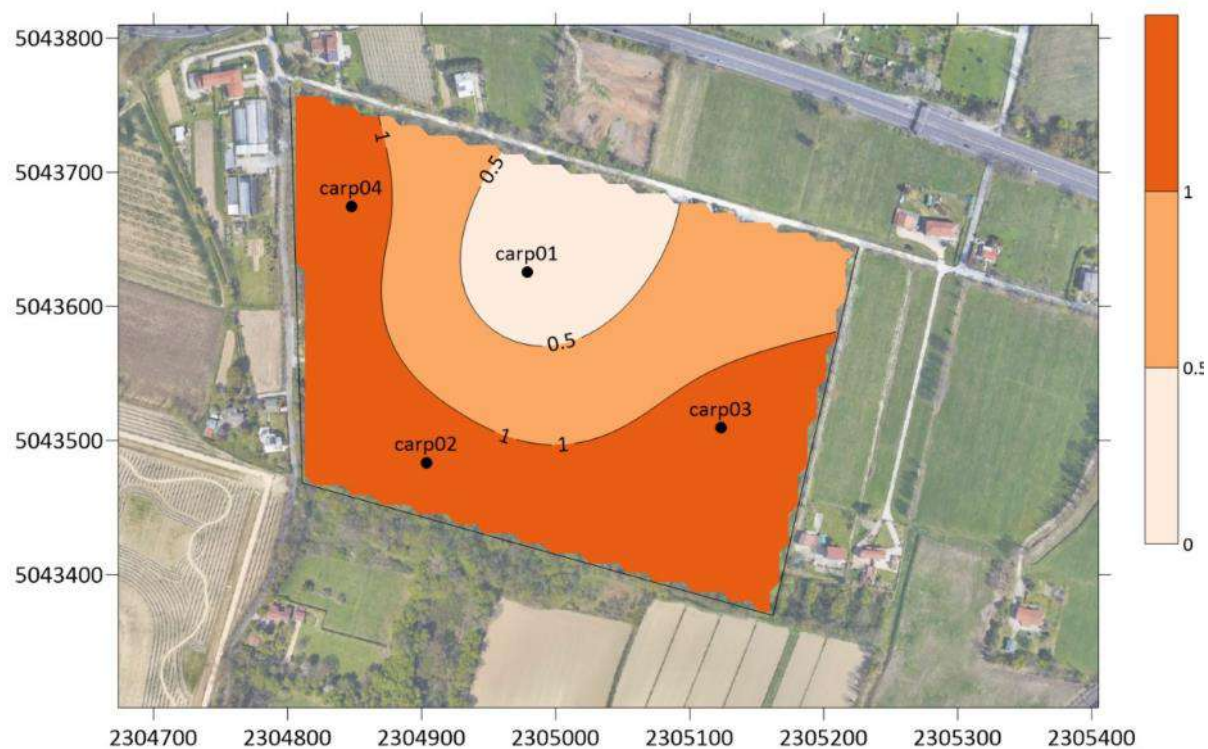


Figura 4-10 Mappa di isodensità (ind./ha) del picchio verde in periodo riproduttivo: anno 2022.

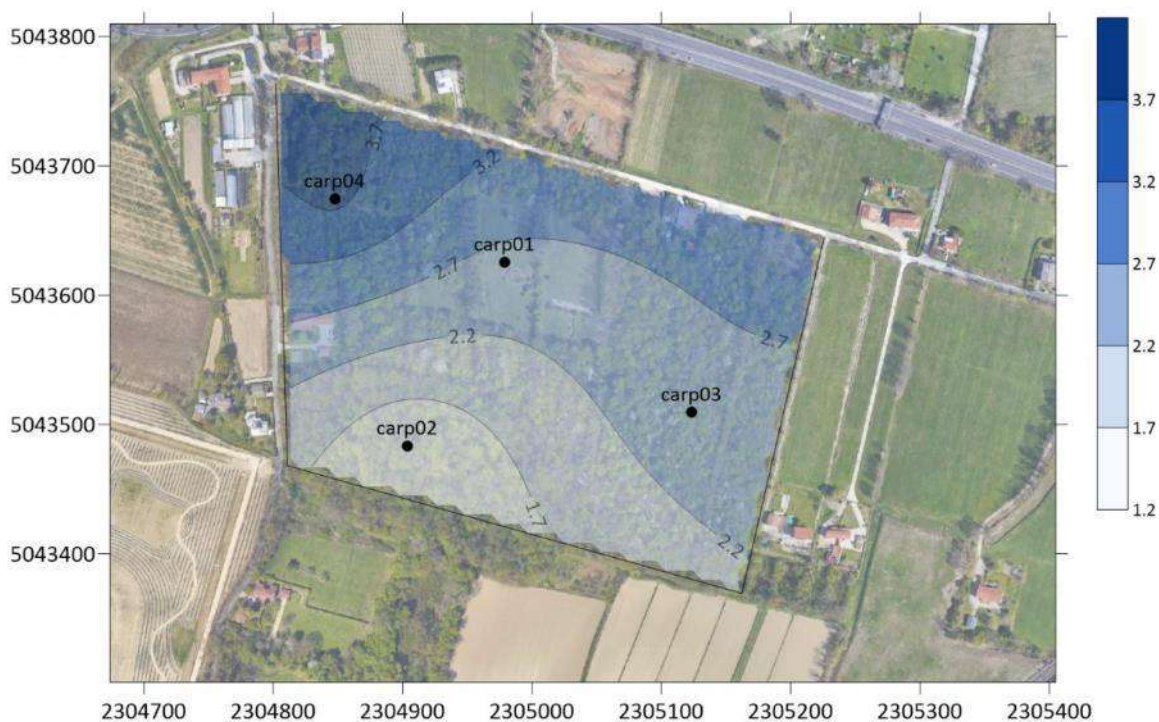


Figura 4-11 Mappa di isodensità (ind./ha) della capinera in periodo riproduttivo: anno 2022.

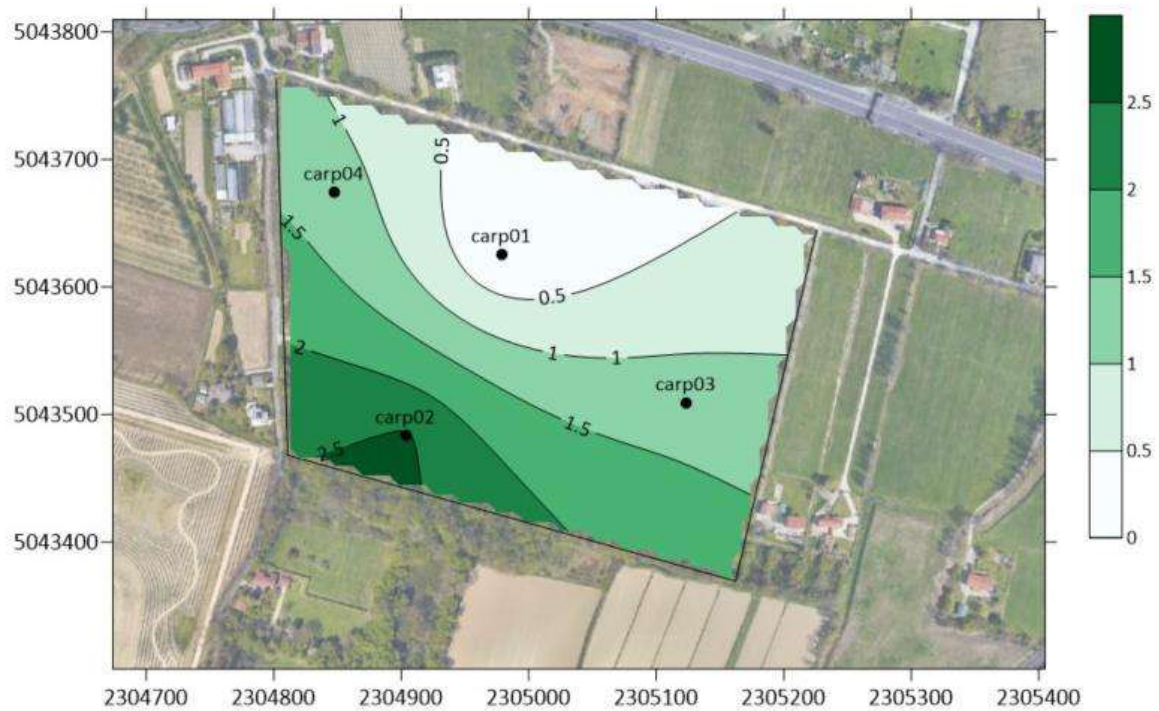


Figura 4-12 Mappa di isodensità (ind./ha) del rigoglio in periodo riproduttivo: anno 2022.



Figura 4-13 Immagine da fototrappola nel Bosco di Carpenedo: poiana.



Figura 4-14 Immagine da fototrappola nel Bosco di Carpenedo: gheppio.

4.1.4. Mammiferi (rilievi con fototrappole)

L'utilizzo di fototrappole per il monitoraggio della fauna selvatica è divenuto negli ultimi anni sempre più comune. La diminuzione dei costi, l'aumento della capacità delle schede di memoria nonché di quella delle batterie ha reso l'impiego di questi sistemi di rilevamento sempre più diffuso, non solo tra i ricercatori ma anche tra appassionati, cacciatori, birdwatcher. Per un'approfondita e recente analisi dell'utilizzo delle fototrappole nel monitoraggio della fauna si vedano ad esempio Fabrizio (2012) e Wearn & Glover-Kapfer (2017).

In corrispondenza dei punti "carp 02" e "carp03" del Bosco di Carpenedo sono state installate il 5/5/22 due fototrappole, su tronchi d'albero e a circa 50 cm di altezza, in modo da poter fotografare sia mammiferi che uccelli in movimento sul terreno (Figura 4-15 e Figura 4-16). Si sono utilizzate fototrappole Browning Dark OPS 940 HD, prodotte negli Stati Uniti (www.browningtrailcameras.com). Si tratta di fotocamere delle dimensioni di circa 13x10x16 cm, peso di circa 400 gr e campo di ripresa di circa 65°.

Le fototrappole hanno un sensore passivo (PIR), due sensori di preparazione laterali, un illuminatore IR (led infrarossi invisibili). Il sistema "P.I.R." basa il funzionamento sul rilevamento termico dello spazio inquadrato, utilizzando un sensore sensibile ai raggi infrarossi: quando viene rilevata una differenza di temperatura nello spazio inquadrato, si attiva automaticamente lo scatto. Ciascuna fototrappola è alimentata con 6 batterie stilo 1,5 V AA, interne; il tempo di reazione preimpostato è stato di 0.1 sec.

Le immagini sono state registrate su SD Card da 16 o 32 Gb. Le riprese diurne sono a colori, mentre quelle notturne in b/n; in ogni immagine vengono automaticamente registrati parametri quali data, ora, temperatura, pressione atmosferica e codice univoco della fototrappola.



Figura 4-15 Fototrappola utilizzata nel monitoraggio, con sportellini inferiore e laterale aperti.

Nel periodo qui considerato (giugno 2022 – febbraio 2023) sono rimaste permanentemente in funzione le due fototrappole; una di queste è stata spostata ai primi di settembre di qualche decina di metri, in una posizione che si è rivelata più favorevole.

In effetti è stato possibile riprendere non solo specie relativamente comuni, quali volpe e lepre, ma anche altre certo meno abbondanti, come tasso e scoiattolo (si sottolinea che nelle immagini le date sono espresse nel formato mese/giorno/anno).



Figura 4-16 Una delle fototrappole installate nel Bosco di Carpenedo.

La presenza, peraltro già nota, di queste due ultime specie nel Bosco di Carpenedo viene quindi nuovamente confermata e sottolinea le caratteristiche prettamente forestali della mammalofauna che lo popola. Con le fototrappole è stato possibile accertare anche la presenza di cani vaganti e di gatti domestici, entrambe specie in grado di influire negativamente, o per predazione diretta o indirettamente per il disturbo arrecato, sulle comunità di uccelli e di mammiferi presenti nel Bosco. La sistemazione dei varchi attualmente presenti nella recinzione perimetrale del Bosco potrebbe certo ridurre la presenza delle due specie.



Figura 4-17 Immagini da fototrappole nel Bosco di Carpenedo: volpe e scoiattolo.



Figura 4-18 Immagini da fototrappole nel Bosco di Carpenedo: tasso e cane.



Figura 4-19 Immagini da fototrappole nel Bosco di Carpenedo: gatto domestico.

4.1.5. Chiroteri

Per raccogliere nuovi dati sulla presenza dei Chiroteri nel Bosco di Carpenedo sono state effettuate sia uscite ad hoc che utilizzate stazioni fisse di registrazione. È stata pertanto effettuata una prima uscita in data 18 maggio 2022, utilizzando un bat detector (Eco Meter Pro), procedendo lentamente all'interno del bosco e nelle aree prative attigue. Parimenti è stato effettuato un percorso anche nell'area prativa posta all'interno della ZSC sul lato opposto alla tangenziale. In ciascun percorso (transetto) il bat detector è stato attivato in modalità di registrazione per una durata di dieci minuti per uniformare lo sforzo d'indagine. Una seconda uscita è stata effettuata il 30 luglio, utilizzando un bat detector (Eco Meter Pro), procedendo lentamente all'interno del bosco e nelle aree prative attigue. Parimenti è stato effettuato un percorso anche nell'area prativa posta all'interno della ZSC sul lato opposto alla tangenziale.



Figura 4–20 Transetti effettuati per i Chirotteri.

Le attività di monitoraggio sono state prevalentemente orientate ad evidenziare l'attività delle specie presenti nei differenti ambiti. Per definire l'attività di pipistrelli in transito o in caccia facendo riferimento al tempo standard di registrazione (cfr. Law et al, 1999; Rodriguez et al, 2013) sono stati utilizzati i seguenti criteri:

- alta: percentuale tempo di registrazione attività su 10 minuti di sessione $\geq 75\%$
- media: percentuale tempo di registrazione attività su 10 minuti di sessione tra 50% e 75%
- bassa: percentuale tempo di registrazione attività su 10 minuti di sessione tra 25% e 50%
- molto bassa: percentuale tempo di registrazione attività su 10 minuti di sessione tra 1% e 25%
- nulla: nessun passaggio.

L'attività di ricerca del cibo o foraggiamento è stata accertata anche sulla base di *feeding buzz* negli spettrogrammi. Il bat detector non consente la possibilità di arrivare con certezza alla determinazione a livello specifico di tutti gli individui contattati.

Parallelamente, nel settembre 2022 è stata utilizzata anche una stazione fissa (Patterson DX 500), ubicata nel Bosco di Carpenedo e lasciata in attività per 24 ore, per approfondire le conoscenze ed eventualmente intercettare ulteriori entità non rilevate nel corso dei rilievi mediante transetti.

Pur con i limiti di questo strumento si ipotizza la presenza di almeno sette entità differenti determinate a livello di specie con discreta attendibilità. Di seguito si riporta l'elenco di quelle potenzialmente presenti in base alle indagini condotte.

Myotis daubentonii – Vespertilio di Daubenton

Piccolo pipistrello molto adattabile legato ad ambienti boschivi e soprattutto alla presenza di acqua. Una delle caratteristiche di questa specie è appunto quella di cacciare a pelo d'acqua, elemento che è stato utilizzato assieme all'analisi degli spettrogrammi per determinare la specie con una buona attendibilità (anche se va detto che per le emissioni delle specie afferenti al genere *Myotis* sono ampiamente sovrapponibili e quindi la determinazione non è del tutto certa). I richiami di questa specie sono in genere in modulazione di frequenza con una durata di 3 –7 ms e con una frequenza iniziale compresa tra i 55 ed i 95 kHz ed una finale in genere compresa tra i 27 ed i 32 kHz.

Nyctalus noctula – Nottola comune

Specie di grandi dimensioni che caccia in genere in aree aperte. Legata alla presenza di boschi e grandi parchi dove trova i rifugi estivi all'interno delle cavità arboree. Ricerca il cibo spesso anche a grandi altezze e pertanto talvolta sfugge alla portata del bat detector. In spazi aperti emette a frequenza quasi costante tra i 17 ed i 22 kHz, in ambienti più articolati con presenza di alberi emette in modulazione di frequenza tra i 29 ed i 22 kHz rendendola confondibile con il *E. serotinus*.

Eptesicus serotinus – Serotino comune

Specie abbastanza versatile legata ad una diversità di ambienti tra cui parchi urbani, giardini, boschi, siepi e frutteti, specchi d'acqua. I rifugi diurni di singoli individui possono trovarsi sia all'interno di alberi, sia all'interno di edifici. Si procura il cibo sia al margine della vegetazione arborea sia in spazi aperti. I richiami a frequenza quasi costante hanno picchi tra i 22 ed i 24 kHz rendendolo confondibile con le nottole comuni, i richiami in modulazione di frequenza hanno picchi variabili tra i 23 ed i 44 kHz.

Hypsugo savii – Pipistrello di Savi

Anche quest'entità è legata ad una diversità di ambienti, tra cui parchi urbani, giardini, boschi, siepi e frutteti, specchi d'acqua. I rifugi diurni di singoli individui possono trovarsi sia all'interno di alberi, sia all'interno di edifici. Si procura il cibo sia al margine della vegetazione arborea sia in spazi aperti. I richiami in modulazione di frequenza hanno picchi variabili tra i 35/38 ed i 30/33 kHz.

Pipistrellus nathusii – Pipistrello di Nathusius

Specie migratrice, raggiunge le nostre regioni soprattutto durante lo svernamento. Sfrutta differenti tipi di habitat, caratterizzati comunque dalla presenza di strutture arboreo arbustive diversificate, edifici, specchi e corsi d'acqua. Le emissioni di questa specie, con picchi compresi tra i 43 ed i 38 kHz, sono perfettamente sovrapponibili con quella di *P. kuhlii*. Le due specie possono essere quindi distinte unicamente sulla base dei *social calls*. La presenza di questa specie nell'area viene solo ipotizzata in quanto non sono stati registrati richiami sociali.

Pipistrellus kuhlii – Pipistrello albolimbato

Piccolo pipistrello molto frequente in città e paesi. Specie strettamente sinantropica vive e caccia in giardini parchi urbani, viali alberati, ma si spinge anche nelle aree agricole dove è solitamente comune lungo le siepi e dal margine dei boschi. Le emissioni in modulazione di frequenza presentano frequenza di picco comprese tra i 34 ed i 40 kHz, rendendolo indistinguibile da *P. nathusii*.

Come sottolineato in precedenza la determinazione delle specie deve essere comunque confermata da ulteriori dati di confronto in particolare per *Myotis* sp. e *Pipistrellus* sp.; di seguito si riportano una tabella con l'attività rilevata nei singoli transetti ed una con la presenza delle specie ripartita per transetto e periodo di rilievo.

Il transetto denominato Carpenedo2 è quello in cui si è registrata la maggiore attività ed il maggior numero di specie, verosimilmente per l'eterogeneità ambientale presente con zone umide, siepi, prati e bosco. Questa diversificazione favorisce sicuramente la disponibilità di prede per i Chiroterteri ed una serie di spazi ottimali per l'attività di caccia delle specie rilevate. Il mantenimento di tale diversità di ambienti deve essere certamente mantenuto anche nel prossimo futuro.

Tabella 4-4 Chiroterri contattati nel Bosco di Carpenedo.

	Attività rilevata	
<i>Transetto</i>	<i>Maggio</i>	<i>Luglio</i>
Carpenedo 1	media	bassa
Carpenedo 2	alta	media
Carpenedo 3	media	bassa

Specie	Maggio			Luglio			Settembre
	Carpenedo 1	Carpenedo 2	Carpenedo 3	Carpenedo 1	Carpenedo 2	Carpenedo 3	DX500
<i>P. kuhlii</i>	x	x	x	x	x	x	x
<i>P. nathusii</i>							x
<i>E. serotinus</i>		x			x	x	
<i>N. noctula</i>			x			x	
<i>H. savii</i>	x	x			x		x
<i>M. daubentonii</i>		x	x		x	x	x

Inoltre, i dati ottenuti in questa campagna di rilievi costituiscono una base di riferimento per futuri monitoraggi di Stato e di Risposta, secondo la classificazione DPSIR, utilizzando la riconosciuta possibilità di usare la comunità di Chiroterri quale indicatore ambientale.

4.2. Lido di Venezia

Nell'ambito dell'incarico ricevuto non erano previste dettagliate attività di indagine per l'aggiornamento delle conoscenze circa la fauna del Sito Biotopi litoranei: Lido di Venezia, per il quale le conoscenze sono relativamente buone per l'avifauna e solo discrete, con rilevanti lacune, per le altre componenti (si veda oltre). Si riportano comunque alcune considerazioni, che si ritiene possano essere utili per integrare quanto finora noto.

Relativamente agli uccelli, la Tabella 4-5 riporta le specie osservate tra il 2020 ed il 2022 nel Sito N2000, dagli Autori di questa relazione. La lista, pur certamente non esaustiva, evidenzia però la ricchezza ornitologica del Sito, con numerose specie incluse in Allegato I della Direttiva 209/147 Uccelli (ad esempio fraterno, succiacapre, averla piccola) o comunque aventi distribuzione ristretta nel nord Italia, come è il caso di beccaccia di mare, lodolaio, occhiocotto, assiolo.

Tra le altre fonti di dati recenti, da ricordare che un dettagliato monitoraggio è in atto da diversi anni ad opera del Consorzio Venezia – Provveditorato alle Acque per il Triveneto in alcuni ambiti del Sito N2000; risultati di indagini recenti, in gran parte focalizzate sulla presenza e riproduzione del fraterno, sono stati inoltre pubblicati da Borgo et al. (2020), Mitri et al. (2020), Filesi et al. (2017), Borgo et al. (2016), Baldin et al. (2020). I risultati di un monitoraggio ornitologico triennale, condotto nell'area ripristinata a San Nicolò, sono invece contenuti nel lavoro di Scarton & Baldin (2017).

Mancano comunque indagini mirate all'analisi degli andamenti recenti di altre specie di interesse conservazionistico (ad esempio succiacapre, averla piccola, lodolaio) e soprattutto un'analisi completa della comunità ornitica che utilizza i vari ambiti del Sito N2000. A tal proposito, l'ubicazione di una rete fissa di punti di ascolto, o di transetti, da ripetere con frequenza periodica nel medio-lungo periodo consentirebbe di acquisire dati, raccolti secondo un protocollo ormai ben rodato, per valutare le risposte delle comunità ornitiche alle variazioni ambientali in atto, o alle diverse modalità di utilizzo del territorio; per un esempio di analisi quinquennale condotta in ambito lagunare (Oasi WWF di Valle Averte) si rinvia al lavoro di Scarton & Borella (2020).

Per altre componenti faunistiche, sia di Invertebrati che di Vertebrati (anfibi, rettili, mammiferi) le conoscenze permangono invece molto lacunose, generalmente non aggiornate e raramente oggetto di pubblicazione su riviste scientifiche. In tal senso, l'esecuzione di analisi conoscitive speditive come quelle intraprese nel Bosco di Carpenedo potrebbe risultare di grande utilità per l'elaborazione delle più appropriate misure di gestione e conservazione.

Tabella 4-5 Lista non esaustiva delle specie di Uccelli note per il Sito N2000 Biotopi litoranei: Lido di Venezia, anno 2020-2022.

Nome volgare	Nome latino
Airone bianco maggiore	<i>Casmerodius albus</i>
Airone cenerino	<i>Ardea cinerea</i>
Airone guardabuoi	<i>Bubulcus ibis</i>
Airone rosso	<i>Ardea purpurea</i>
Assiolo	<i>Otus scops</i>
Astore	<i>Accipiter gentilis</i>
Averla piccola	<i>Lanius collurio</i>
Balestruccio	<i>Delichon urbicum</i>
Balia nera	<i>Ficedula hypoleuca</i>
Ballerina bianca	<i>Motacilla alba</i>
Ballerina gialla	<i>Motacilla cinerea</i>
Beccaccia	<i>Scolopax rusticola</i>
Beccaccia di mare	<i>Haematopus ostralegus</i>
Beccaccino	<i>Gallinago gallinago</i>
Beccafico	<i>Sylvia borin</i>
Beccamoschino	<i>Cisticola juncidis</i>
Beccapesci	<i>Sterna sandvicensis</i>
Canapino comune	<i>Hippolais polyglotta</i>
Cannaiola comune	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>
Cannaiola verdognola	<i>Acrocephalus palustris</i>
Capinera	<i>Sylvia atricapilla</i>
Cardellino	<i>Carduelis carduelis</i>
Cesena	<i>Turdus pilaris</i>
Cigno reale	<i>Cygnus olor</i>
Cinciallegra	<i>Parus major</i>
Cinciarella	<i>Cyanistes caeruleus</i>
Codibugnolo	<i>Aegithalos caudatus</i>
Codiroso comune	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>
Codiroso spazzacamino	<i>Phoenicurus ochruros</i>
Colombaccio	<i>Columba palumbus</i>
Cormorano	<i>Phalacrocorax carbo</i>
Cornacchia grigia	<i>Corvus cornix</i>
Corriere grosso	<i>Charadrius hiaticula</i>
Cuculo	<i>Cuculus canorus</i>
Culbianco	<i>Oenanthe oenanthe</i>
Cutrettola	<i>Motacilla flava</i>
Fagiano comune	<i>Phasianus colchicus</i>
Falco di palude	<i>Circus aeruginosus</i>
Falco pellegrino	<i>Falco peregrinus</i>

Nome volgare	Nome latino
Falco pescatore	<i>Pandion haliaetus</i>
Fanello	<i>Carduelis cannabina</i>
Fratino	<i>Charadrius alexandrinus</i>
Fringuello	<i>Fringilla coelebs</i>
Gabbianello	<i>Hydrocoloeus minutus</i>
Gabbiano comune	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>
Gabbiano corallino	<i>Larus melanocephalus</i>
Gabbiano reale mediterraneo	<i>Larus michahellis</i>
Gabbiano reale nordico	<i>Larus argentatus</i>
Garzetta	<i>Egretta garzetta</i>
Gazza	<i>Pica pica</i>
Germano reale	<i>Anas platyrhynchos</i>
Gheppio	<i>Falco tinnunculus</i>
Ghiandaia	<i>Garrulus glandarius</i>
Gru	<i>Grus grus</i>
Gruccione	<i>Merops apiaster</i>
Labbo	<i>Stercorarius parasiticus</i>
Lodolaio	<i>Falco subbuteo</i>
Lucherino	<i>Carduelis spinus</i>
Lui grosso	<i>Phylloscopus trochilus</i>
Lui piccolo	<i>Phylloscopus collybita</i>
Lui verde	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>
Marangone minore	<i>Phalacrocorax pygmeus</i>
Martin pescatore	<i>Alcedo atthis</i>
Merlo	<i>Turdus merula</i>
Migliarino di palude	<i>Emberiza schoeniclus</i>
Oca selvatica	<i>Anser anser</i>
Occhiocotto	<i>Sylvia melanocephala</i>
Orco marino	<i>Melanitta fusca</i>
Passera d'Italia	<i>Passer italiae</i>
Passera mattugia	<i>Passer montanus</i>
Passera scopaiola	<i>Prunella modularis</i>
Pettiroso	<i>Erithacus rubecula</i>
Picchio rosso maggiore	<i>Dendrocopos major</i>
Picchio verde	<i>Picus viridis</i>
Piccione domestico	<i>Columba livia forma domestica</i>
Pigliamosche	<i>Muscicapa striata</i>
Piovanello pancianera	<i>Calidris alpina</i>
Piovanello tridattilo	<i>Calidris alba</i>
Pispola	<i>Anthus pratensis</i>
Poiana	<i>Buteo buteo</i>
Porciglione	<i>Rallus aquaticus</i>

Nome volgare	Nome latino
Regolo	<i>Regulus regulus</i>
Rigogolo	<i>Oriolus oriolus</i>
Rondine	<i>Hirundo rustica</i>
Rondone comune	<i>Apus apus</i>
Saltimpalo	<i>Saxicola torquatus</i>
Scricciolo	<i>Troglodytes troglodytes</i>
Smergo minore	<i>Mergus serrator</i>
Smeriglio	<i>Falco columbarius</i>
Sparviere	<i>Accipiter nisus</i>
Spioncello	<i>Anthus spinoletta</i>
Sterna comune	<i>Sterna hirundo</i>
Sterna maggiore	<i>Hydroprogne caspia</i>
Sterpazzola	<i>Sylvia communis</i>
Stiaccino	<i>Saxicola rubetra</i>
Storno	<i>Sturnus vulgaris</i>
Strolaga mezzana	<i>Gavia arctica</i>
Strolaga minore	<i>Gavia stellata</i>
Succiacapre	<i>Caprimulgus europaeus</i>
Svasso cornuto	<i>Podiceps auritus</i>
Svasso maggiore	<i>Podiceps cristatus</i>
Svasso piccolo	<i>Podiceps nigricollis</i>
Taccola	<i>Corvus monedula</i>
Topino	<i>Riparia riparia</i>
Torricollo	<i>Jynx torquilla</i>
Tordela	<i>Turdus viscivorus</i>
Tordo bottaccio	<i>Turdus philomelos</i>
Tortora dal collare	<i>Streptopelia decaocto</i>
Tortora selvatica	<i>Streptopelia turtur</i>
Upupa	<i>Upupa epops</i>
Usignolo	<i>Luscinia megarhynchos</i>
Usignolo di fiume	<i>Cettia cetti</i>
Verdone	<i>Carduelis chloris</i>
Verzellino	<i>Serinus serinus</i>
Volpoca	<i>Tadorna tadorna</i>
Zigolo delle nevi	<i>Plectrophenax nivalis</i>
Zigolo giallo	<i>Emberiza citrinella</i>
Zigolo muciatto	<i>Emberiza cia</i>
Zigolo nero	<i>Emberiza cirrus</i>



Figura 4-21 Adulto di fraterno con due pulcini al seguito: litorale degli Alberoni, giugno 2022.



Figura 4-22 Lodolaio in volo sopra la pineta degli Alberoni, settembre 2022.

Infine, le informazioni finora disponibili evidenziano l'importanza del Sito N2000 come area di sosta per gli uccelli in migrazione, sia prima che dopo la stagione riproduttiva. In particolare, le aree di spiaggia, duna e retrodunali sono tradizionale sito di alimentazione per numerosi piccoli Passeriformi (Figura 4-23), così come le pinete e i boschi di latifoglie possono offrire rifugio a specie di maggiori dimensioni.



Figura 4-23 Culbianco in sosta migratoria ai Murazzi del Lido, agosto 2022.

5. PROCEDURA DELPHI: ANALISI DEI RISULTATI DEI QUESTIONARI PER GLI ESPERTI

5.1. Premessa

A seguito di confronti con i tecnici del Comune di Venezia è stato elaborato un questionario finalizzato ad ottenere da esperti qualificati in campo ambientale risposte in merito ai fattori di pressione, le criticità e le possibili problematiche connesse ai cambiamenti climatici ed i loro effetti sulle due ZSC considerate.

Sono stati individuati in un primo momento cinque esperti, di cui uno ha dovuto però rinunciare. I quattro esperti rimanenti (un biologo, un forestale, un naturalista-agrotecnico ed un geomorfologo) hanno competenze e settori di attività diversi.

Dato il diverso grado di conoscenza delle due ZSC, non tutti gli esperti hanno compilato entrambi i questionari. In particolare:

- uno ha compilato solo il Formulário per la ZSC Bosco di Carpenedo;
- uno ha compilato solo il Formulário per la ZSC Lido: biotopi litoranei;
- due hanno compilato entrambi i questionari.

In totale quindi si dispone di tre questionari per ciascuna ZSC: i sei questionari vengono allegati alla presente Relazione.

Successivamente è stato predisposto ed inoltrato agli stessi esperti un secondo questionario, volto a chiarire alcuni degli aspetti critici emersi dall'analisi delle risposte del precedente e a porre alcuni quesiti più operativi, relativi a possibili misure di conservazione da introdurre e l'eventuale necessità dell'acquisizione di nuovi dati per poter meglio seguire in futuro i possibili effetti dei cambiamenti climatici sulle due ZSC. A partire dalle proposte degli esperti e sulla base di un confronto con gli strumenti esistenti (Misure di Conservazione) ed il risultato di altri progetti (ad es. le Linee Guida per la gestione degli Ambienti costieri, realizzato nell'ambito del progetto LIFE REDUNE di cui SELC è stata partner) sono state elaborate le proposte riportate in un capitolo successivo.

Di seguito vengono analizzati i risultati del primo e del secondo questionario.

5.2. Risultati

Sono state considerate le risposte fornite dagli esperti individuati per i quesiti proposti ed è stato predisposto un foglio di calcolo utile all'archiviazione degli stessi e ad una elaborazione statistica.

Nello specifico le risposte fornite (indicate con una crocetta nei questionari) sono state trasposte in valori numerici in maniera da poter essere analizzate.

È stato considerato il valore di concordanza tra le risposte fornite a ciascun quesito, sia in termini di grado di accordo che di incertezza, individuando un valore (chiamato coerenza voti) che va da 3 (tutti gli esperti hanno fornito la medesima risposta) a 1 (ogni esperto ha fornito una risposta diversa).

Questo tipo di analisi non si focalizza sul valore della risposta fornita, ma sull'indagine nel suo complesso, evidenziando le tematiche in cui si osserva maggiore coerenza e quelle in cui invece prevale una divergenza di opinioni. Per un'indicazione sulle risposte fornite è stata utilizzata la moda, ovvero il valore con maggiore frequenza fornito.

Sono state quindi riassunte, tramite tabelle pivot, i valori forniti da ciascun esperto per ciascun sottocriterio nell'ambito di ogni FPP, sia per quanto riguarda il valore di accordo che quello di incertezza fornito.

Le analisi sono state effettuate anche per il secondo questionario che, come scritto in precedenza, ha voluto indagare alcuni temi che sono risultati poco omogenei nel primo questionario o proporre alcuni spunti più pratici in relazione a possibili misure di gestione e a un piano di monitoraggio ambientale.

5.2.1. Bosco di Carpenedo

Nella Figura 5-1 si riporta la sintesi del livello del grado di accordo con l'attribuzione della rilevanza ad ogni FP secondo i tre esperti interpellati. Emerge in generale una certa concordanza fra l'esperto 1 e l'esperto 3, mentre le valutazioni dell'esperto 2 in alcuni casi sono piuttosto differenti. L'accordo maggiore viene dato ai possibili effetti della siccità (FPP 04) e dello sviluppo di incendi (FPP 03). Anche le ondate di calore (FPP 01) sono ritenute una possibile fonte di pressione. Per questo sistema ecologico la variazione di fulmini (FP 05) è valutata generalmente come bassa.

Le altre 3 FP sono meno rilevanti anche se non vi è accordo tra gli esperti. In sintesi, sono da considerare prevalentemente per possibili misure di mitigazione FP 04, 03 e 02.

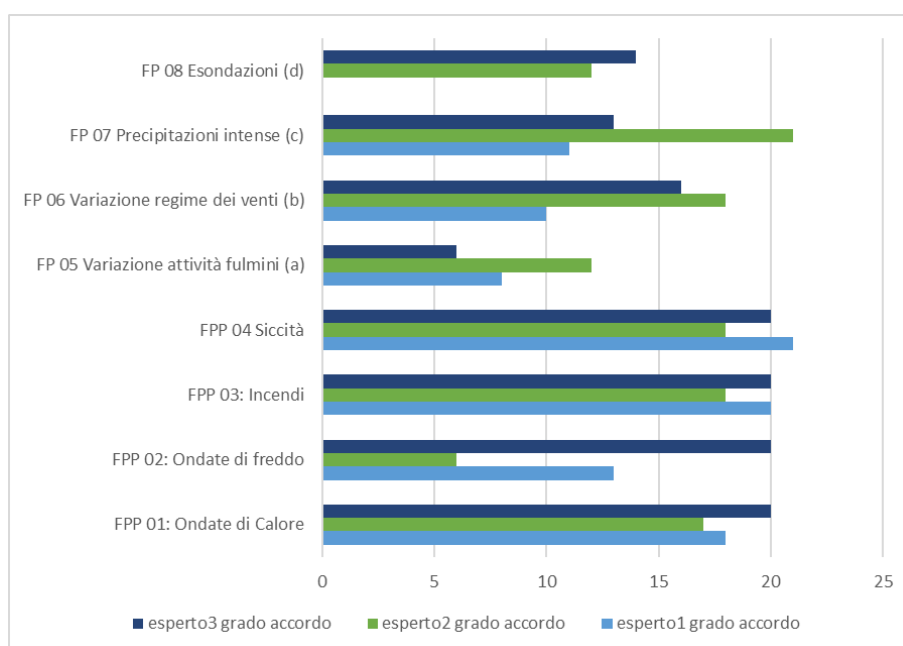


Figura 5-1 Grado di accordo sull'importanza delle singole FPP sul Bosco di Carpenedo

Nella Figura 5-2 si riporta in modo grafico il grado di accordo che hanno espresso i diversi esperti in relazione ai target ecologici coinvolti dalle FPP ovvero quelli su cui è necessario porre più attenzione ed individuare eventuali misure di mitigazione. Si nota una certa differenza nel giudizio espresso dall'esperto 1, più in termini quantitativi che qualitativi. Gli effetti maggiori sono possibili sulla ricchezza faunistica (massima concordanza e accordo), mentre sulla componente floristica il giudizio è più articolato.

Meno rilevante (ma con gli esperti concordi) è l'effetto sulla ricchezza di habitat e sulla struttura e funzione del sito. Per quanto riguarda le specie esotiche, il sistema potrebbe essere più sensibile all'aumento di quelle vegetali.

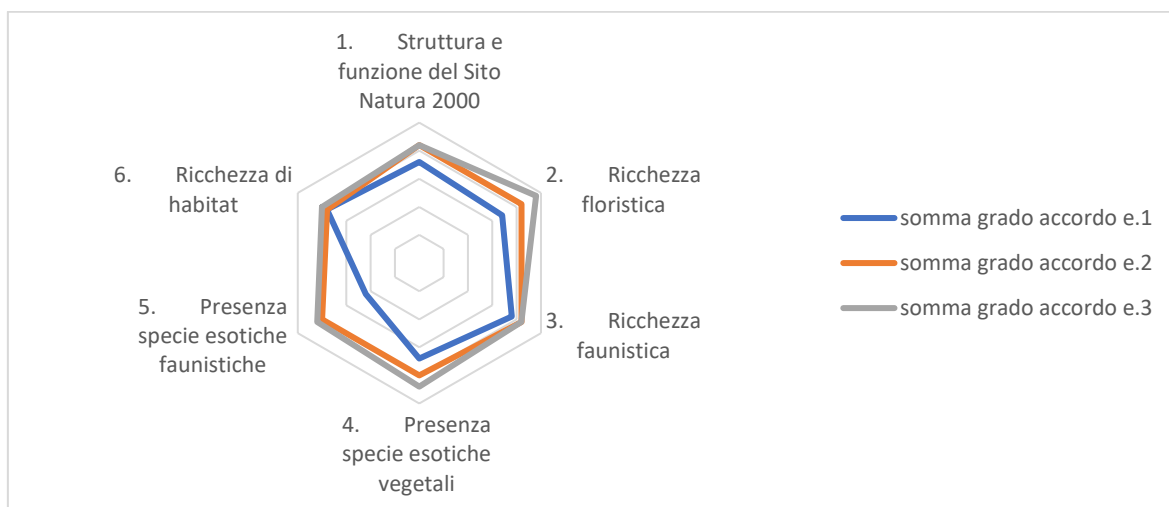


Figura 5-2 Grado d'accordo dei diversi esperti sui target ecologici più interessati dalle FPP nel Bosco dei Carpenedo.

Il secondo questionario ha un doppio obiettivo; le prime domande mirano ad approfondire quale comparto della biodiversità viene più influenzato dai cambiamenti climatici in questo sito. Si nota tuttora una certa eterogeneità nelle risposte, legata anche alle competenze specifiche degli esperti. Vi è anche una differenza le valutazioni sullo stato attuale (diversificate) e quelle sul futuro, in cui tutti e tre gli esperti prevedono un peggioramento delle condizioni degli habitat.

Per quanto riguarda invece la carenza di alcuni tipi di dati, ritenuti necessari o molto utili per monitorare i cambiamenti futuri, i risultati sono riportati in Figura 5-3.

Alcuni monitoraggi sono stati indicati da tutti gli esperti (monitoraggio della falda e aree permanenti), altri da due (struttura forestale e presenza acqua nei piccoli bacini), mentre alcuni solo da uno degli esperti.

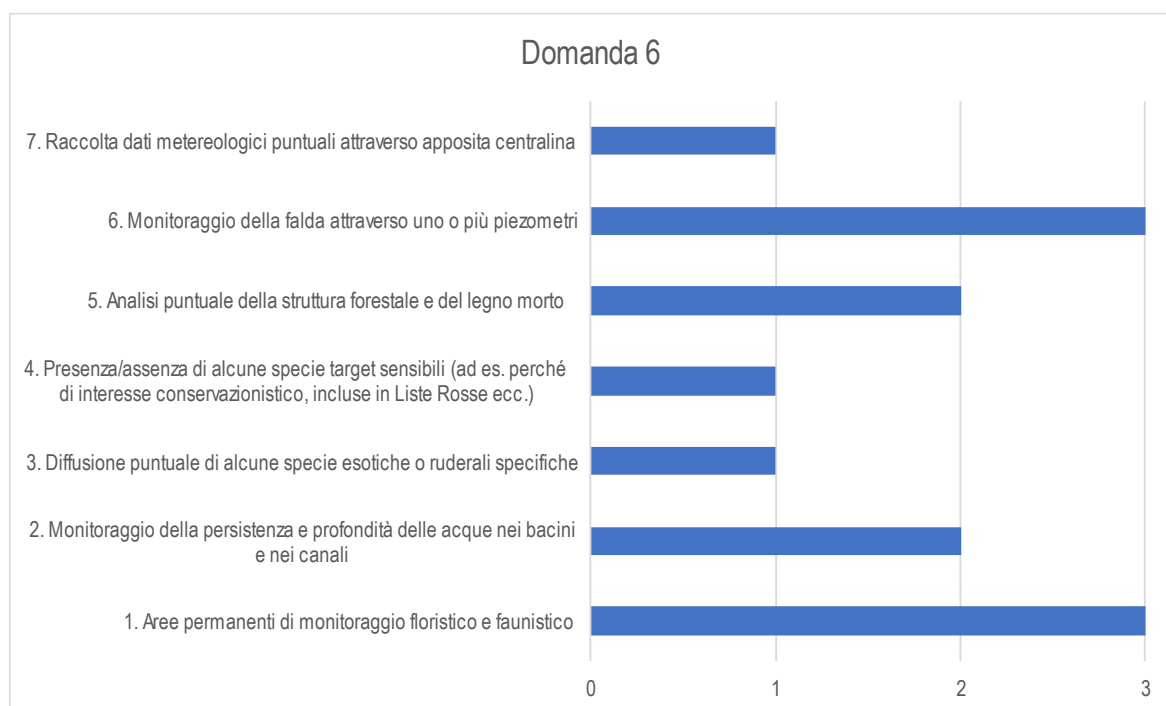


Figura 5-3 Tipi di dati ritenuti importanti per il futuro monitoraggio.

Nella domanda sulle possibili misure di mitigazione, si è chiesto di esprimere un valore tra 1 e 4 a seconda della priorità di ciascuna misura. Nella Tabella 5-1 si riportano i risultati ed una somma dei valori, che mostra come le misure a) ed e) siano quelle considerate maggiormente prioritarie.

Tabella 5-1 Valutazione delle misure di mitigazione

Misura di mitigazione	Esperto 1	Esperto 2	Esperto 3	Totale
a) aumentare l'attuale estensione del Sito N2000, acquisendo aree contermini;	4	3	4	11
b) realizzare sistemi di captazione acque e/o irrigazione, da distribuire all'interno del Sito N2000;	3	2	3	8
c) realizzare nuove aree umide interne al Sito N2000;	2	3	2	7
d) procedere alla messa a dimora di specie vegetali a maggior grado di termofilia;	1	3	1	5
e) ridurre il reticolo di drenaggio idrico nel Sito N2000 e attorno ad esso.	4	2	4	10

5.2.2. Lido di Venezia

Nella Figura 5-4 si riporta la sintesi del livello del grado di accordo con l'attribuzione della rilevanza ad ogni FPP secondo i tre esperti interpellati. Emerge in generale una certa eterogeneità fra i vari esperti con valori sempre più elevati dell'esperto 1 che quindi indica un rischio maggiore in futuro. Le ondate di calore (FPP 01) e quelle di freddo (FPP 02), le precipitazioni intense (FP 09), le mareggiate (FP 11) e l'erosione costiera (FP 12) sono considerate rilevanti dagli esperti. La variazione chimico fisica delle acque (FP 05), i fulmini (FP 06) e le variazioni ai regimi di maree sono le pressioni meno rilevanti.

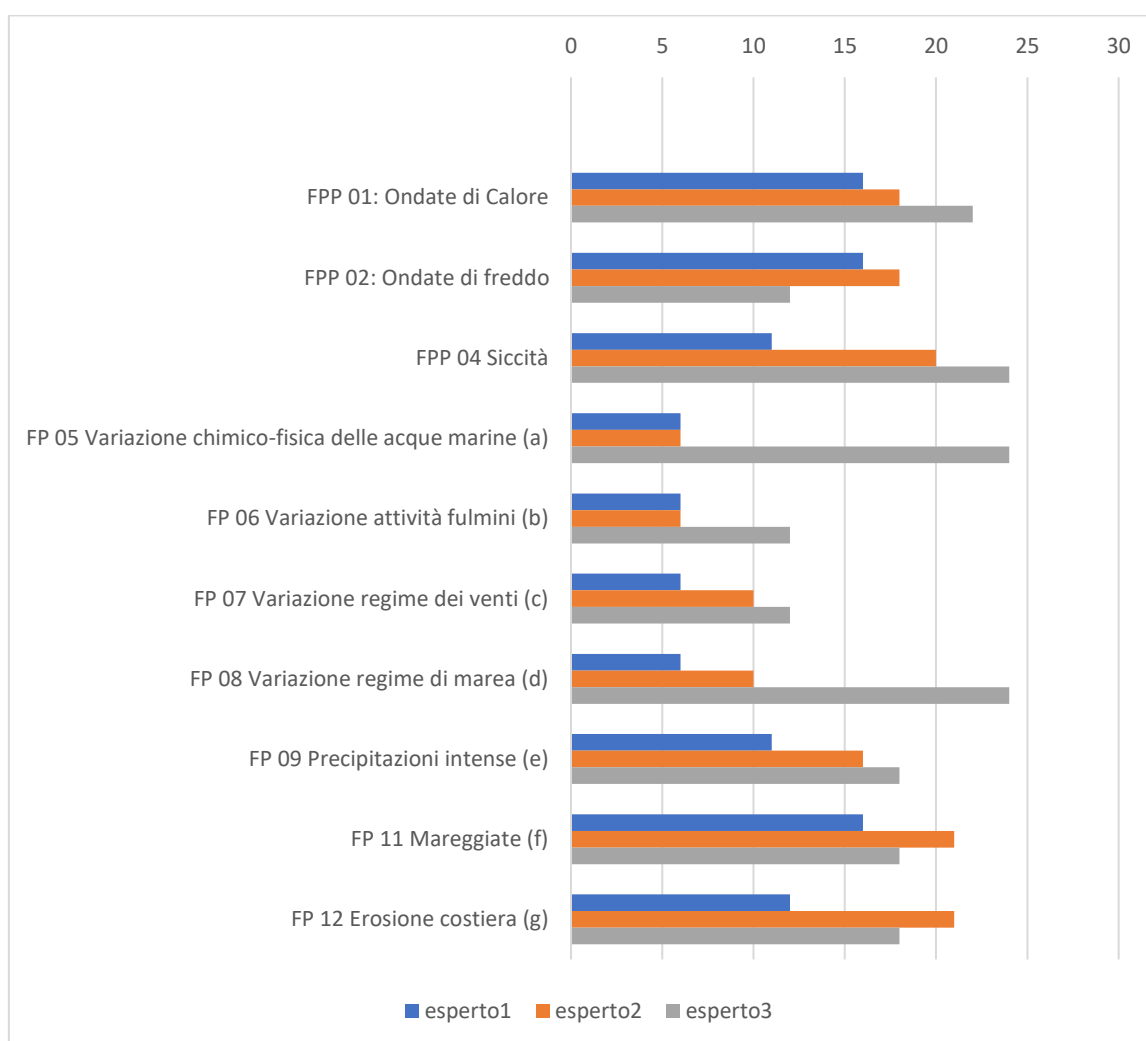


Figura 5-4 Grado di accordo sull'importanza delle singole FPP sul Lido di Venezia

Nella Figura 5-5 si riporta in modo grafico il grado di accordo che hanno espresso i diversi esperti in relazione ai target ecologici coinvolti dalle FPP ovvero quelli su cui è necessario porre più attenzione ed individuare eventuali misure di mitigazione. Si notano valori ugualmente elevati per tutti i parametri da parte dell'esperto 3 (quindi poco significativi). Ricchezza floristica e faunistica ed ingresso di specie esotiche vegetali sono elementi che possono diventare critici in futuro. Non vi è concordanza invece in relazione alla ricchezza di habitat e alla struttura e funzione del sito; una delle possibili motivazioni è che questi siti hanno una dinamica intrinseca e quindi di per se' evolvono nel tempo ma hanno anche una certa resilienza ad eventuali eventi critici.

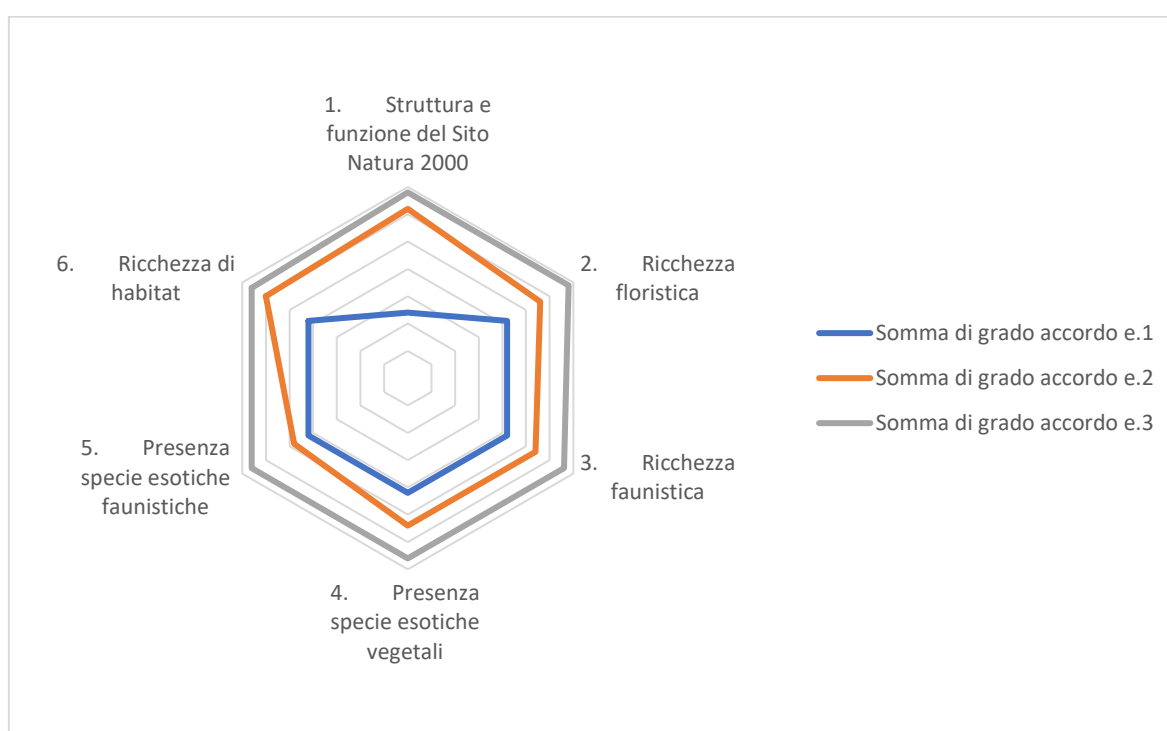


Figura 5-5 Grado d'accordo dei diversi esperti sui target ecologici più interessati dalle FPP nel Lido di Venezia.

Il secondo questionario ha un doppio obiettivo; le prime domande cercano di approfondire quale comparto della biodiversità viene più influenzato dai cambiamenti climatici in questo sito. Si nota una significativa omogeneità nelle risposte sia per quanto riguarda la valutazione sullo stato attuale sia per quelle delle prospettive future: le criticità vengono individuate a livello di habitat.

Per quanto riguarda invece la carenza di alcuni tipi di dati, ritenuti necessari o molto utile per monitorare i cambiamenti futuri, i risultati sono riportati nelle due figure successive.

Alcuni monitoraggi sono stati indicati da tutti gli esperti (aree permanenti, misure sulla dinamica del litorale e transetti geomorfologici), altri da due (diffusione di alcune specie esotiche e ruderali, e conteggi dei flussi dei bagnanti).

Domanda 6

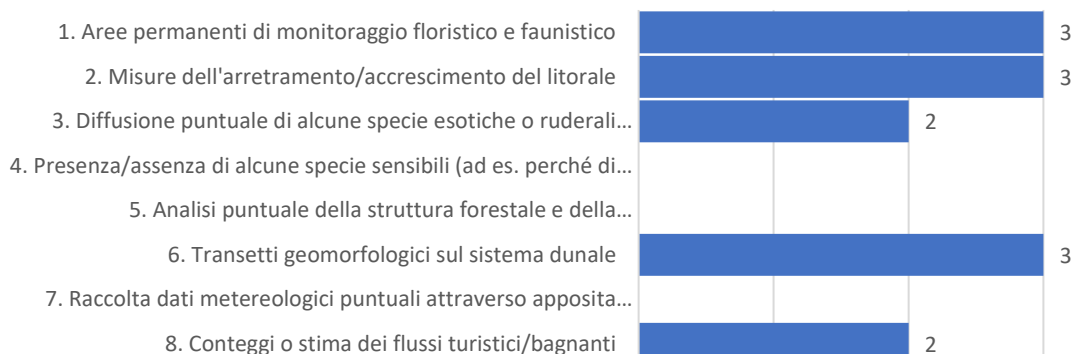


Figura 5-6 Tipi di dati ritenuti importanti per il futuro monitoraggio.

Nella domanda sulle possibili misure di mitigazione, si è chiesto di esprimere un valore tra 1 e 4, a seconda della priorità di ciascuna misura. Nella Tabella 5-2 si riportano i risultati ed una semplice somma dei valori che mostrano come le misure f) e g) siano quelle considerate maggiormente prioritarie; in particolare, La misura relativa all'individuazione di percorsi controllati di accesso alle spiagge ha ottenuto il massimo dei valori di priorità (=4) da ciascun esperto, evidenziando altresì l'unico caso di massima coerenza tra le risposte.

Tabella 5-2 Valutazione delle misure di mitigazione

Misura di mitigazione	Esperto 1	Esperto 2	Esperto 3	Totale
a) aumentare l'attuale estensione del Sito N2000, acquisendo aree contermini se disponibili;	2	4	1	7
b) effettuare interventi di ripascimento del litorale;	1	3	1	5
c) effettuare interventi di piantumazione con specie psammofile edificatrici (ad es. <i>Ammophila arenaria</i> , <i>Eryngium maritimum</i> , <i>Elymus farctus</i>);	1	3	3	7
d) effettuare interventi di piantumazione di specie arbustive ed arboree coerenti con il Sito N2000;	1	2	2	5
e) creare nuove pozze retrodunali.	2	2	3	7
f) ridurre/controllare il flusso turistico di bagnanti	3	4	4	11
g) individuare percorsi controllati di accesso alle spiagge	4	4	4	12

6. LE MISURE DI CONSERVAZIONE IN ESSERE E LE PROPOSTE DI MISURE DI MITIGAZIONE

6.1. Le Misure di Conservazione dei siti Natura 2000

L'attuazione della Rete N2000 deve passare per l'individuazione di misure di Conservazione sitospecifiche o piani di gestione che permettano la corretta gestione dei siti al fine di garantirne la conservazione degli habitat e delle specie vegetali e animali che in essi vivono, nonché dell'integrità ecologica del sito stesso.

Con questi strumenti si passa anche da un approccio prevalentemente di salvaguardia passiva (basato spesso solo sulla Valutazione di Incidenza) ad un approccio gestionale di tipo attivo. Infatti, oltre alle misure di tipo regolamentare, che quindi esplicano e contestualizzano divieti ed obblighi all'interno di ogni sito, sono previste anche misure di intervento attivo (dette anche di gestione attiva), monitoraggio e didattica.

Va sottolineato che, essendo la tutela di specifici habitat e specie l'obiettivo delle Rete N2000, spesso la sola regolamentazione non è sufficiente per due motivi essenziali: 1) è necessario intervenire per migliorare habitat e popolazioni di specie perché il loro stato di conservazione non è favorevole, 2) oppure bisogna effettuare interventi di gestione attiva per conservare habitat di per sé secondari, quali ad esempio i prati da sfalcio e i pascoli.

Nel caso di siti particolarmente complessi o in cui bisogna individuare un equilibrio tra esigenze di conservazione, pressione antropica e sostenibilità economica, possono essere approvati appositi piani di gestione che includono anche molte indagini di contesto ed una maggior articolazione nelle relazioni funzionali fra habitat e specie, pressioni e minacce e misure di conservazione.

La Regione Veneto ha portato a termine il processo di individuazione delle MSC dei siti delle aree biogeografiche alpina e continentale (quella in cui ricadono i due siti oggetto di analisi). L'approvazione finale è stata frutto di concertazione con l'allora ministero dell'Ambiente. Con le delibere 364 e 786 del 2016 sono state approvate e poi adottate le MSC, mentre con la delibera 1331 del 2017 sono state apportate modifiche derivanti dai processi di confronto. Tali Misure sono ad oggi quelle in vigore. Le MSC sono costituite da misure cosiddette trasversali, derivanti o collegate spesso a norme o altri strumenti regolamentari esistenti, da misure specifiche per habitat o specie; infine, vi è il set di misure sito specifiche, che sintetizzano divieti, obblighi, etc. per ogni singolo sito di interesse comunitario sulla base delle specie ed habitat in esso presenti (e riportati nell'apposito Formulario Standard).

Questo insieme di misure diventa la base su cui sviluppare ulteriori strumenti di gestione che nel caso specifico hanno l'obiettivo di aumentare sia la resistenza che la resilienza (sulla base dei diversi habitat o specie coinvolti) ai possibili effetti dei cambiamenti climatici, delle possibili minacce e dei successivi possibili effetti sui diversi comparti biologici ed ecologici del sito.

Una delle finalità del presente servizio è proprio quello, anche sulla base di un aggiornamento critico delle conoscenze dei siti che è stato presentato nei capitoli precedenti, di individuare i possibili rischi derivanti dai cambiamenti climatici, le possibili lacune conoscitive, le misure gestionali da applicare e un monitoraggio adatto alla valutazione di questi effetti e del successo delle misure individuate. Lo strumento individuato per capire su quali pressioni e su quali rischi è stato proprio il metodo Delphi. A tale proposito si veda quando sintetizzato al paragrafo precedente.

Di seguito si riportano le misure vigenti per i due siti considerati. Vengono evidenziate in grigio le MSC che sono collegabili ai cambiamenti climatici e ai loro possibili effetti.

Si fa presente che queste misure rappresentano l'ossatura principale per la gestione dei siti N2000 e che eventuali altre misure di mitigazione degli effetti dei cambiamenti climatici devono essere con loro coerente e integrarle specialmente per la parte di gestione attiva e di monitoraggio.

Bosco di Carpenedo

codice				IT3250010									
denominazione				Bosco di Carpenedo									
Per ciascuno degli habitat e specie sotto elencate valgono, oltre alle misure integrative specifiche riportate nei corrispondenti articoli indicati in tabella, anche tutte le misure generali applicabili agli ambienti ed ai gruppi di specie/habitat di pertinenza.													
Laddove non esplicitamente indicato alcun riferimento a misure integrative specifiche, per tali habitat/specie valgono le sole misure generali applicabili.													
					</								

HABITAT

Obblighi

Art. 141 – 9160 Querceti di farnia o rovere subatlantici e dell'Europa centrale del *Carpinion betuli*, 91F0 Foreste miste riparie di grandi fiumi a *Quercus robur*, *Ulmus laevis* e *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* o *Fraxinus angustifolia* (*Ulmenion minoris*), 91L0 Querceti di rovere illirici (*Erythronio–Carpinion*)

1 Mantenere la presenza di aliquote di legno morto, di alberi con cavità ed esemplari di grosse dimensioni.

Buone prassi

Art. 147 – 91L0 Querceti di rovere illirici (*Erythronio–Carpinion*) e 91F0 Foreste miste riparie di grandi fiumi a *Quercus robur*, *Ulmus laevis* e *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* o *Fraxinus angustifolia* (*Ulmenion minoris*)

1 Nell'habitat 91L0 favorire con la gestione la diffusione di carpino bianco e di latifoglie nobili, ove presenti, contrastando l'espansione di abete rosso e specie esotiche invasive (robinia, ailanto ecc.).

2 Nelle aree più favorevoli alla presenza di querce incentivazione al loro attecchimento e diffusione.

3 Nelle aree più fertili e favorevoli alla presenza di querce graduale conversione al ceduo composto o alla fustaia.

Divieti

Art. 157 – Trasformazione a terreni sottoposti a periodica lavorazione e mutamento permanente di destinazione

1 È vietato il mutamento permanente di destinazione e la trasformazione a terreno sottoposto a periodica lavorazione:

a) nell'habitat prioritario 6210 Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco–Brometalia*) (* stupenda fioritura di orchidee);

b) nelle aree, ricadenti nei seguenti habitat, che specifici studi scientifici o provvedimenti dovessero indicare come particolarmente pregevoli sotto il profilo floristico o vegetazionale:

i.6210 Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco–Brometalia*);

ii.62A0 Formazioni erbose secche della regione submediterranea orientale (*Scorzoneratalia villosae*);

c) nelle aree dei seguenti habitat che la carta dei tipi di pascolo indica come gestite a prato:

i.6210 Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco-Brometalia*);

ii.62A0 Formazioni erbose secche della regione submediterranea orientale (*Scorzoneratalia villosae*);

iii.6410 Praterie con *Molinia* su terreni calcarei, torbosi o argilloso-limosi (*Molinion caeruleae*).

Art. 158 – Limiti all'esercizio del pascolo e allo stazionamento del bestiame

1 Il pascolo nell'habitat 8240 *Pavimenti calcarei è vietato.

2 Lo stazionamento notturno delle greggi ovicaprine nell'habitat 6410 Praterie con *Molinia* su terreni calcarei, torbosi o argilloso-limosi (*Molinion caeruleae*) è vietato.

3 Il pascolo deve essere controllato e regolamentato, con carichi adeguati, ed evitando il passaggio ripetuto che possa causare estese e profonde interruzioni della copertura erbosa nelle aree gestite a pascolo²⁷ dei seguenti habitat:

a) 6210 Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco-Brometalia*).

b) 62A0 Formazioni erbose secche della regione submediterranea orientale (*Scorzoneratalia villosae*).

c) 6410 Praterie con *Molinia* su terreni calcarei, torbosi o argilloso-limosi (*Molinion caeruleae*).

d) 6420 Praterie umide mediterranee con piante erbacee alte del *Molinio-Holoschoenion*.

4 Negli habitat di cui al comma precedente, lettere a) e b) i luoghi di stazionamento notturno delle greggi ovicaprine devono essere preventivamente individuati preferibilmente nelle superfici caratterizzate

Art. 159 – Transito di mezzi meccanici

1 Il transito di mezzi meccanici è vietato in presenza di suolo scarsamente portante negli habitat:

a) 6410 Praterie con *Molinia* su terreni calcarei, torbosi o argilloso-limosi (*Molinion caeruleae*);

b) 6430 Bordure planiziali, montane e alpine di megaforbie idrofile. ²⁷ Da ricavare dalla carta dei tipi di pascolo.

c) 6420 Praterie umide mediterranee con piante erbacee alte del *Molinio-Holoschoenion*.

Art. 160 – Regimazione idrica

1 La realizzazione di attività di drenaggio nell'habitat 6410 Praterie con *Molinia* su terreni calcarei, torbosi o argilloso-limosi (*Molinion caeruleae*) e nell'habitat 6420 Praterie umide mediterranee con piante erbacee alte del *Molinio-Holoschoenion*, anche all'interno del bacino di alimentazione, in contrasto con la conservazione dell'habitat, è vietata. Sono fatti salvi gli interventi di ordinaria manutenzione.

2 È vietata l'alterazione dei regimi idrici che possano influenzare negativamente sulla conservazione dell'habitat 6430 Bordure planiziali, montane e alpine di megaforbie idrofile.

3 Per l'habitat 8310 Grotte non ancora sfruttate a livello turistico:

- a) divieto di captazioni idriche, bonifiche, drenaggi, canalizzazione intubamenti e in generale qualsiasi altro intervento di semplificazione del reticolo idrico potenzialmente in grado di modificare il normale andamento della falda;
- b) divieto di riduzione delle portate nella fascia di pertinenza dell'habitat in modo da garantire la naturale dinamica evolutiva;
- c) divieto di sbarramenti esterni che comportino un aumento dei livelli idrici all'interno della grotta.

Buone prassi

Art. 164 – Fertilizzazione

1 È buona prassi non fare uso agronomico di fertilizzanti ivi compresi gli effluenti rilasciati dagli animali nell'allevamento brado, nei seguenti habitat:

- a) 6210 Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco-Brometalia*) (*stupenda fioritura di orchidee);
- b) 62A0 Formazioni erbose secche della regione submediterranea orientale (*Scorzoneratalia villosae*);
- c) 6410 Praterie con *Molinia* su terreni calcarei, torbosi o argilloso-limosi (*Molinion caeruleae*);
- d) 6420 Praterie umide mediterranee con piante erbacee alte del *Molinio-Holoschoenion* e) 6430 Bordure planiziali, montane e alpine di megaforbie idrofile.

Art. 165 – Stazionamento del bestiame

1 È buona prassi evitare lo stazionamento del bestiame nei seguenti habitat:

- a) 6410 Praterie con *Molinia* su terreni calcarei, torbosi o argilloso-limosi (*Molinion caeruleae*);
- b) 6430 Bordure planiziali, montane e alpine di megaforbie idrofile;
- c) 6510 Praterie magre da fieno a bassa altitudine (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*);
- d) 8120 Ghiaioni calcarei e scisto-calcarei montani e alpini (*Thlaspietea rotundifolii*);
- e) nelle aree gestite a prato dei seguenti habitat:

i.6210 Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco-Brometalia*);

ii.62A0 Formazioni erbose secche della regione submediterranea orientale (*Scorzoneratalia villosae*);

iii.6410 Praterie con *Molinia* su terreni calcarei, torbosi o argilloso-limosi (*Molinion caeruleae*).

2 Negli habitat di cui al comma precedente, lettera a), è ammesso un moderato pascolamento precoce o tardivo, purché non causi degrado o alterazione della cotica erbosa.

Art. 167 – Sfalcio

1 Le attività di sfalcio sono regolamentate nello spazio e nel tempo in funzione delle specie animali e vegetali da proteggere, evitando sfalci precoci e articolandone lo svolgimento in epoche alternate sulle diverse parcelle negli habitat:

a) 6210 Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco-Brometalia*) (*stupenda fioritura di orchidee) b) 62A0 Formazioni erbose secche della regione submediterranea orientale (*Scorzoneratalia villosae*)

c) 6410 Praterie con *Molinia* su terreni calcarei, torbosi o argilloso-limosi (*Molinion caeruleae*)

2 Negli habitat praticati di cui al comma precedente è ammesso un

Art. 169 – 6410 Praterie con *Molinia* su terreni calcarei, torbosi o argilloso-limosi (*Molinion caeruleae*)

1 Monitoraggio e regolazione del livello delle acque, intervenendo periodicamente sugli eventuali dreni e sui fossi di scolo, mantenendo i canali di scolo con bassa profondità (fino a 30 cm) e verificando adeguatamente gli interventi che possono modificare i livelli della falda o diminuirne localmente gli influssi.

- 2 Interventi di ripristino degli habitat, che includano il taglio delle specie arboree e arbustive (da rilasciarne alcune per finalità faunistiche), l'esbosco integrale della biomassa ottenuta, l'utilizzo di sementi di specie erbacee tipiche dell'habitat (preferibilmente tramite l'impiego di fiorume ottenuto dallo sfalcio delle aree interessate dall'habitat) per il ripristino della cotica erbosa, ove necessario.
- 3 Controllo dello sviluppo di specie infestanti o invasive (es. cannuccia di palude).
- 4 Nelle aree gestite a prato, sfalcio regolare tradizionale tardivo da eseguirsi annualmente o almeno ogni due anni e allontanamento della biomassa.
- 5 Nelle aree gestite a pascolo o prateria naturale ripresa dello sfalcio nelle porzioni abbandonate.

SPECIE ANIMALI

Divieti

Art. 230 – Ambito di conservazione per *Bombina variegata*, *Emys orbicularis*, *Pelobates fuscus insubricus*, *Rana latastei*, *Triturus carnifex*

- 1 Divieto di raccolta di individui, ovature e larve, ad esclusione di progetti di reintroduzione autorizzati dalle autorità competenti.
- 2 Divieto di introduzione di individui provenienti da altri siti (ad esclusione di progetti di reintroduzione autorizzati dalle autorità competenti).
- 3 Divieto di interrimento di zone umide interdunali.
- 4 Il taglio della vegetazione acquatica lungo i fossati, pozze, stagni e altri ambienti umidi non deve essere effettuato durante le fasi riproduttive primaverili ed estive e non deve interferire con il ciclo di sviluppo larvale.
- 5 Il danneggiamento delle zone umide e dei corpi idrici, anche durante le utilizzazioni boschive è vietato
- 6 La bonifica e il prosciugamento di zone umide sono vietati, fatta eccezione per gli interventi rivolti all'eradicazione o al controllo delle specie esotiche invasive.
- 7 L'introduzione di fauna acquatica predatrice della specie è vietata nei siti di riproduzione.

Art. 292 – Ambito di conservazione per *Crex crex*, *Caprimulgus europaeus*, *Anthus campestris*, *Emberiza hortulana*, *Lullula arborea*, *Lanius minor*, *Lanius collurio*, *Calandrella brachydactyla*, *Charadrius alexandrinus*, *Circus pygargus*, *Sylvia nisoria*

- 1 In presenza della specie, divieto di addestramento cani e di realizzare gare cinofile nel periodo compreso fra il 1° aprile e il 31 luglio.

Obblighi

Art. 233 – Ambito di conservazione per *Emys orbicularis*

1 Mantenimento degli afflussi di acqua dolce nelle stazioni di acqua salmastra, dove questi sono già esistenti, ad un livello adeguato alla conservazione delle popolazioni presenti.

Art. 234 – Ambito di conservazione per *Bombina variegata*, *Emys orbicularis*, *Pelobates fuscus insubricus*, *Rana latastei*, *Testudo hermanni*, *Triturus carnifex*

1 Obbligo di programmare l'esecuzione degli interventi di manutenzione della rete idrica secondaria e di taglio della vegetazione acquatica in periodo autunnale e/o invernale, per consentire lo svolgimento delle fasi riproduttive, di deposizione e di sviluppo larvale delle specie.

Controllo dell'espansione di macrofite (tifa e cannuccia) sugli stagni per evitare il fenomeno dell'interramento.

2 Nell'ambito delle nuove infrastrutture viarie, qualora accertata la presenza delle specie, prevedere la realizzazione di tunnel-sottopassaggi faunistici con barriere guida per favorire l'attraversamento delle arterie stradali.

Buone prassi

Art. 236 – Ambito di conservazione per *Rana latastei*

1 Promozione di attività che contribuiscano alla conservazione della variabilità genetica delle popolazioni marginali.

2 Negli interventi di gestione forestale mantenere un'idonea presenza di sottobosco quale microhabitat utile al mantenimento degli individui in fase terrestre.

3 Realizzazione di tunnel-sottopassaggi faunistici con barriere guida per favorire l'attraversamento delle arterie stradali.

4 Chiusura di strade comunali e secondarie nelle ore serali e notturne nei periodi di migrazione della specie.

Art. 239 – Ambito di conservazione per *Emys orbicularis*, *Rana latastei*, *Triturus carnifex*

1 Realizzazione di studi specifici per migliorare le conoscenze e le stime relative alle popolazioni frammentate.

2 Manutenzione annuale delle scoline, dei bacini artificiali e dei capifosso con attenzione alla presenza della specie.

Art. 272 – Ambito di conservazione per *Cerambyx cerdo*, *Leucorrhina pectoralis*, *Lucanus cervus*

1 Attività di sensibilizzazione rispetto alla raccolta e ad altre attività che comportino il danneggiamento degli esemplari.

2 Individuazione cartografica degli alberi con cavità adatte alle specie.

Art. 273 – Ambito di conservazione per *Cerambyx cerdo*

1 Studio e monitoraggio della specie.

Art. 274 – Ambito di conservazione per *Osmoderma eremita*

1 Coltivazione e gestione a capitozza di nuove piante di salici e pioppi nelle siepi rurali.

2 Mantenimento e realizzazione di siepi, fasce tampone lungo i corsi d'acqua, aree incolte.

3 Gestione e realizzazione habitat di specie (rimozione di alberi e cespugli più giovani dalle aree sottostanti la chioma di piante vetuste, misure che favoriscano lo sviluppo di nuove cavità).

Art. 307 – Ambito di conservazione per *Lanius collurio*, *Emberiza hortulana*

1 Mantenimento dei prati aridi, anche mediante il controllo della vegetazione arbustiva e arborea.

2 Rilascio di colture a perdere e intercalari per alimentazione della specie.

3 Definizione e adozione delle opportune azioni atte a evitare il potenziale disturbo nel periodo della nidificazione e regolamentazione delle attività agro-pastorali nelle zone di cova in periodo riproduttivo.

4 Regolamentazione delle attività di pascolo e verifica dei carichi massimi, incentivazione

Lido di Venezia: biotopi litoranei

codice				IT3250023			
denominazione				Lido di Venezia: biotopi litoranei			
Per ciascuno degli habitat e specie sotto elencate valgono, oltre alle misure integrative specifiche riportate nei corrispondenti articoli indicati in tabella, anche tutte le misure generali applicabili agli ambienti ed ai gruppi di specie/habitat di pertinenza.							
Laddove non esplicitamente indicato alcun riferimento a misure integrative specifiche, per tali habitat/specie valgono le sole misure generali applicabili.							
cod.	nome	habitat prioritario	priorità PAF	rappresentatività	superficie relativa	grado di conservazione	valutazione globale
2120	Dune mobili del cordone litorale con presenza di <i>Ammophila arenaria</i> (dune bianche)		x				
2110	Dune mobili embrionali		x				
2230	Dune con prati dei <i>Malcolmietalia</i>		x				
2270 *	Dune con foreste di <i>Pinus pinea</i> e/o <i>Pinus pinaster</i>	*					
2130 *	Dune costiere fisse a vegetazione erbacea (dune grigie)	*	x				
6420	Praterie umide mediterranee con piante erbacee alte del Molinio- <i>Holoschoenion</i>						
1210	Vegetazione annua delle linee di deposito marine		x				
cod.	nome	specie prioritaria	priorità PAF	tipologia specie	popolazione	conservazione	isolamento
A229	<i>Alcedo atthis</i>			p	C	C	C
A224	<i>Caprimulgus europaeus</i>	x	r	C	C	C	B
A138	<i>Charadrius alexandrinus</i>	x	r	C	C	C	C
A081	<i>Circus aeruginosus</i>	x	c	D			
A026	<i>Egretta garzetta</i>		w	C	C	B	C
A338	<i>Lanius collurio</i>	x	p	D			
A176	<i>Larus melanocephalus</i>		p	D			
A073	<i>Milvus migrans</i>		c	D			
A094	<i>Pandion haliaetus</i>		c	D			
A195	<i>Sterna albifrons</i>	x	r	C	C	C	B
A193	<i>Sterna hirundo</i>	x	c	C	C	C	C
A191	<i>Sterna sandvicensis</i>		p	D			
1443	<i>Salicornia veneta</i>	*		p	C	B	C
1880	<i>Stipa veneta</i>	*	x	p	A	C	A

HABITAT

Divieti

Art. 158 – Limiti all'esercizio del pascolo e allo stazionamento del bestiame

1 Il pascolo nell'habitat 8240 *Pavimenti calcarei è vietato.

2 Lo stazionamento notturno delle greggi ovicaprine nell'habitat 6410 Praterie con *Molinia* su terreni calcarei, torbosi o argilloso-limosi (*Molinion caeruleae*) è vietato.

3 Il pascolo deve essere controllato e regolamentato, con carichi adeguati, ed evitando il passaggio ripetuto che possa causare estese e profonde interruzioni della copertura erbosa nelle aree gestite a pascolo²⁷ dei seguenti habitat:

a) 6210 Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco-Brometalia*).

b) 62A0 Formazioni erbose secche della regione submediterranea orientale (*Scorzoneralia villosae*).

c) 6410 Praterie con *Molinia* su terreni calcarei, torbosi o argilloso-limosi (*Molinion caeruleae*).

d) 6420 Praterie umide mediterranee con piante erbacee alte del *Molinio-Holoschoenion*.

4 Negli habitat di cui al comma precedente, lettere a) e b) i luoghi di stazionamento notturno delle greggi ovicaprine devono essere preventivamente individuati preferibilmente nelle superfici caratterizzate

Art. 159 – Transito di mezzi meccanici

1 Il transito di mezzi meccanici è vietato in presenza di suolo scarsamente portante negli habitat:

a) 6410 Praterie con *Molinia* su terreni calcarei, torbosi o argilloso-limosi (*Molinion caeruleae*);

b) 6430 Bordure planiziali, montane e alpine di megaforbie idrofile. ²⁷ Da ricavare dalla carta dei tipi di pascolo.

c) 6420 Praterie umide mediterranee con piante erbacee alte del *Molinio-Holoschoenion*.

Art. 160 – Regimazione idrica

1 La realizzazione di attività di drenaggio nell'habitat 6410 Praterie con *Molinia* su terreni calcarei, torbosi o argilloso-limosi (*Molinion caeruleae*) e nell'habitat 6420 Praterie umide mediterranee con piante erbacee alte del *Molinio-Holoschoenion*, anche all'interno del bacino di alimentazione, in contrasto con la conservazione dell'habitat, è vietata. Sono fatti salvi gli interventi di ordinaria manutenzione.

2 È vietata l'alterazione dei regimi idrici che possano influenzare negativamente sulla conservazione dell'habitat 6430 Bordure planiziali, montane e alpine di megaforbie idrofile.

3 Per l'habitat 8310 Grotte non ancora sfruttate a livello turistico:

a) divieto di captazioni idriche, bonifiche, drenaggi, canalizzazione intubamenti e in generale qualsiasi altro intervento di semplificazione del reticolo idrico potenzialmente in grado di modificare il normale andamento della falda;

b) divieto di riduzione delle portate nella fascia di pertinenza dell'habitat in modo da garantire la naturale dinamica evolutiva;

c) divieto di sbarramenti esterni che comportino un aumento dei livelli idrici all'interno della grotta.

Art. 179 – 1210 Vegetazione annua delle linee di deposito marine

1 Divieto di realizzare operazioni di pulizia con mezzi meccanici.

Art. 204 – 2110 Dune mobili embrionali, 2120 Dune mobili del cordone litorale con presenza di *Ammophila arenaria* ("dune bianche"), 2130*

Dune costiere fisse a vegetazione erbacea ("dune grigie"), 2160 Dune con presenza di *Hippophaë rhamnoides*, 2250* Dune costiere con

Juniperus spp.*, 2270* Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster

1 È vietato l'asporto di materiali e comunque l'alterazione dei profili delle dune, incluse le prime ondulazioni costituenti dune in formazione ed il sistema delle depressioni retrodunali.

2 Divieto dell'uso di specie esotiche a scopo consolidante.

3 È vietato l'accesso con mezzi motorizzati, tranne per i casi di tutela della pubblica incolumità e di protezione civile, per operazioni di miglioramento o di ripristino ambientale.

4 Divieto di imboschimento degli habitat 2110, 2120, 2130*.

5 Divieto di imboschimento con specie arboree degli habitat 2160 e 2250*.

6 Divieto di manomissione del cotico erboso dell'habitat 2130* e della struttura naturale dell'habitat 2120 come conseguenza di attraversamenti pedonali, con cavalli o biciclette, che non siano quelli realizzati ai sensi del successivo art. 205 comma 1.

7 Divieto di deposito di rifiuti spiaggiati.

8 Divieto di accesso a cani, cavalli, anche accompagnati e biciclette, nei tratti di duna interessati dall'habitat *2130 Dune costiere fisse a vegetazione erbacea ("dune grigie").

Obblighi

Art. 185 – 1210 Vegetazione annua delle linee di deposito marine

1 Disciplina e contenimento dei flussi turistici e della pressione antropica attraverso la creazione di vie preferenziali di accesso alle spiagge e di percorsi ben definiti e chiaramente delimitati, anche attraverso l'uso di sistemi di interdizione leggeri (es. recinti in legno) con cartellonistica informativa.

Art. 205 – 2110 Dune mobili embrionali, 2120 Dune mobili del cordone litorale con presenza di *Ammophila arenaria* ("dune bianche"), 2130* Dune costiere fisse a vegetazione erbacea ("dune grigie"), 2230 Dune con prati dei *Malcomietalia*, 2250* Dune costiere con *Juniperus spp.*, 2270* Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*

1 Disciplina e contenimento dei flussi turistici e della pressione antropica attraverso la creazione di vie preferenziali di accesso alle spiagge e di percorsi ben definiti e chiaramente delimitati attraverso anche l'uso di sistemi di interdizione leggeri (es. recinti in legno).

2 Negli interventi di ripristino degli habitat obbligo di utilizzare specie autoctone.

3 Obbligo di tenere al guinzaglio gli animali domestici nel periodo compreso tra il 15 aprile ed il 15 luglio.

Buone prassi

Art. 164 – Fertilizzazione

1 È buona prassi non fare uso agronomico di fertilizzanti ivi compresi gli effluenti rilasciati dagli animali nell'allevamento brado, nei seguenti habitat:

a) 6210 Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco-Brometalia*) (*stupenda fioritura di orchidee);

b) 62A0 Formazioni erbose secche della regione submediterranea orientale (*Scorzoneratalia villosae*);

c) 6410 Praterie con *Molinia* su terreni calcarei, torbosi o argilloso-limosi (*Molinion caeruleae*);

d) 6420 Praterie umide mediterranee con piante erbacee alte del *Molinio-Holoschoenion* e 6430 Bordure planiziali, montane e alpine di megaforbie idrofile.

Art. 175 – 6420 Praterie umide mediterranee con piante erbacee alte del *Molinio-Holoschoenion*

1 Azioni di controllo selettivo dello sviluppo di alberi e arbusti.

2 Incremento dell'habitat mediante la realizzazione di nuove zone umide.

3 Effettuazione di sfalci tardivi.

Art. 191 – 1210 Vegetazione annua delle linee di deposito marine

1 Monitoraggio dei fattori di disturbo nelle zone di interesse ornitologico durante il periodo primaverile ed estivo e del flusso turistico.

2 Attività di sensibilizzazione ed informazione delle amministrazioni locali deputate alla gestione degli arenili.

3 Attività di sensibilizzazione, informazione e formazione di turisti e gestori stabilimenti balneari.

4 Controllo ed eradicazione delle specie esotiche invasive

Art. 207 – 2270* Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*

1 Interventi per la gestione attiva della pineta in ragione della struttura e della composizione dei popolamenti.

2 Interventi che favoriscano il mantenimento del mosaico dell'habitat stesso con elementi caratterizzati da maggiore biodiversità.

Art. 208 – 2110 Dune mobili embrionali, 2120 Dune mobili del cordone litorale con presenza di *Ammophila arenaria* ("dune bianche"), 2130* Dune costiere fisse a vegetazione erbacea ("dune grigie"), 2160 Dune con presenza di *Hippophaë rhamnoides*, 2250* Dune costiere con *Juniperus spp.*, 2270* Dune con foreste di *Pinus pinea* e/o *Pinus pinaster*

1 Monitoraggio della zonazione dunale.

2 Monitoraggio dei fattori di disturbo nelle zone di interesse ornitologico durante il periodo primaverile ed estivo e del flusso turistico.

3 Monitoraggio fitosanitario delle pinete dunali.

4 Attività di sensibilizzazione ed informazione delle amministrazioni locali deputate alla gestione degli arenili.

5 Attività di sensibilizzazione, informazione e formazione di turisti e gestori stabilimenti balneari.

6 Controllo ed eradicazione delle specie esotiche invasive.

SPECIE FLORISTICHE E FAUNISTICHE

Divieti

Art. 211 – Ambito di conservazione per *Salicornia veneta*

1 Divieto di apertura di percorsi che possano danneggiare le zone marginali ed erbose della barena con topografia idonea alla presenza della specie.

2 Divieto di alterazione del regime idrogeologico in uno stato non favorevole alla conservazione della specie.

Art. 213 – Ambito di conservazione per *Gladiolus palustris*, *Stipa Veneta*

1 Lo stazionamento delle greggi ovicaprine è vietato.

2 L'uso agronomico di fertilizzanti, di liquami e di acque reflue è vietato.

Art. 287 – Ambito di conservazione per *Charadrius alexandrinus*

1 Divieto di accesso ai cani nei tratti di spiaggia dove è accertata la nidificazione della specie.

2 Divieto di accesso e/o di disturbo nei siti di nidificazione certa.

Art. 289 – Ambito di conservazione per *Burhinus oediconemus*, *Caprimulgus europaeus*

1 Nelle aree di presenza della specie, divieto di eseguire gli interventi di manutenzione ordinaria degli ambiti golenali, fluviali e dunali, che non rivestono carattere d'urgenza ed estrazione ghiaia nel periodo 1° aprile e il 31 luglio.

2 Divieto di transito dei mezzi motorizzati nel periodo tra il 1° aprile e il 31 luglio.

3 Tra il 1° aprile e il 31 luglio, la permanenza e il transito di animali al pascolo e di greggi ovicaprine transumanti deve essere ridotta al minimo indispensabile per i passaggi obbligati lungo i percorsi pastorali e, se necessario per evitare conseguenze negative sul grado di conservazione dell'habitat, interdetta o regolamentata.

Art. 290 – Ambito di conservazione per *Sterna albifrons*, *Sterna hirundo*

1 Divieto di accesso nelle aree di nidificazione certa, individuate dall'ente gestore del Sito, limitatamente al periodo riproduttivo.

Art. 292 – Ambito di conservazione per *Crex crex*, *Caprimulgus eropeus*, *Anthus campestris*, *Emberiza hortulana*, *Lullula arborea*, *Lanius minor*, *Lanius collurio*, *Calandrella brachydactyla*, *Charadrius alexandrinus*, *Circus pygargus*, *Sylvia nisoria*

1 In presenza della specie, divieto di addestramento cani e di realizzare gare cinofile nel periodo compreso fra il 1° aprile e il 31 luglio.

Obblighi

Art. 216 – Ambito di conservazione per *Salicornia veneta*

1 Realizzazione di un piano di protezione e intervento in caso di sversamento accidentale di sostanze oleose o altri inquinanti.

2 Valgono inoltre le misure di conservazione dell'habitat 1310.

Art. 217 – Ambito di conservazione per *Stipa Veneta*

1 Realizzazione di interventi di contrasto dell'inarbustimento nelle stazioni di presenza della specie.

Art. 295 – Ambito di conservazione per *Emberiza hortulana*, *Pernis apivorus*, *Porzana porzana*, *Sylvia nisoria*, *Circus aeruginosus*, *Phalacrocorax pygmeus*, *Plegadis falcinellus*

1 Definizione e adozione delle opportune azioni atte ad evitare il potenziale disturbo nel periodo della nidificazione e regolamentazione delle utilizzazioni forestali nelle zone di cova.

Art. 297 – Ambito di conservazione *Burhinus oedicephalus*, *Caprimulgus europaeus*

1 Nelle aree di presenza della specie, nel periodo 1° aprile e il 31 luglio:

a) *Obbligo di condurre i cani al guinzaglio.*

b) *Obbligo di regolamentare l'accesso delle persone al sito lungo percorsi prestabiliti al fine di ridurre il disturbo alla specie.*

2 Il piano di gestione regola le attività di pascolo e verifica i carichi massimi, incentiva le forme estensive di utilizzazione, definisce i rapporti con le attività di sfalcio.

Buone prassi

Art. 220 – Ambito di conservazione per *Stipa veneta*

1 Individuazione di nuove stazioni e monitoraggio dello stato di conservazione delle popolazioni.

Art. 298 – Ambito di conservazione per *Alcedo atthis*

1 Apprestamento di siti riproduttivi (argini in materiale misto, fangoso-sabbioso, meglio se a vari strati con pareti verticali riparate dai venti dominanti e a contatto con l'acqua).

2 Misure gestionali dei corsi d'acqua che prevedano la manutenzione del verde golenale indirizzata alla conservazione della specie (tratti di vegetazione arboreo-arbustiva, tratti di elofite, pianificazione degli sfalci).

Art. 301 – Ambito di conservazione per *Circus aruginosus*, *Circus pygargus*

1 Attività di monitoraggio e delimitazione dei siti riproduttivi nelle aree coltivate soggette a raccolta meccanica e conseguente perimetrazione e gestione in periodo riproduttivo (aprile-agosto).

Art. 302 – Ambito di conservazione per *Charadrius alexandrinus*

1 Azioni dirette e mirate di protezione di singoli nidi attraverso opere di sensibilizzazione informazione dei concessionari e dei turisti presenti nelle aree di riproduzione della specie.

2 Apposizione di griglie metalliche a protezione delle covate per allontanare eventuali predatori (gazze/cornacchie/gabbiani/ratti).

3 Delimitazione delle aree maggiormente vocate alla nidificazione.

4 Pulizia nelle fasce interessate dalle linee di deposito marine e nei siti di nidificazione della specie, entro il 30 aprile, in collaborazione con i concessionari balneari.

Art. 304 – Ambito di conservazione per *Egretta alba* e *Egretta garzetta*

1 Monitoraggio delle colonie riproduttive.

Art. 305 – Ambito di conservazione per *Larus melanocephalus*

1 Regolare mappatura delle colonie.

2 Creazione e mantenimento di siti idonei alla nidificazione.

Art. 307 – Ambito di conservazione per *Lanius collurio*, *Emberiza hortulana*

- 1 Mantenimento dei prati aridi, anche mediante il controllo della vegetazione arbustiva e arborea.
- 2 Rilascio di colture a perdere e intercalari per alimentazione della specie.
- 3 Definizione e adozione delle opportune azioni atte a evitare il potenziale disturbo nel periodo della nidificazione e regolamentazione delle attività agro-pastorali nelle zone di cova in periodo riproduttivo.
- 4 Regolamentazione delle attività di pascolo e verifica dei carichi massimi, incentivazione delle forme estensive di utilizzazione, definizione dei rapporti con le attività di sfalcio.

Art. 309 – Ambito di conservazione per *Ardea purpurea*, *Ardeola ralloides*, *Asio flammeus*, *Botaurus stellaris*, *Circus aeruginosus*, *Circus pygargus*, *Egretta garzetta*, *Ixobrychus minutus*, *Nycticorax nycticorax*

- 1 Effettuazione di colture intercalari a perdere.
- 2 Effettuazione di colture per l'alimentazione della fauna selvatica.

Art. 311 – Ambito di conservazione per *Burhinus oedicephalus*, *Caprimulgus europaeus*

- 1 Mantenimento dei prati aridi, anche mediante il controllo della vegetazione arbustiva e arborea.
- 2 Mantenimento di aree a macchia rada.
- 3 Rilascio di colture a perdere e intercalari per alimentazione della specie.

Art. 313 – Ambito di conservazione per *Chlidonias niger*, *Sterna albifrons*, *Sterna hirundo*

- 1 Monitoraggio dei siti di nidificazione e di alimentazione di sterna
- 2 Tutela delle aree di nidificazione e di riposo di uccelli, non raggiungibili da predatori terrestri.

Art. 314 – Ambito di conservazione per *Asio flammeus*, *Circus aeruginosus*, *Circus pygargus*, *Egretta garzetta*

- 1 Realizzazione di fasce tampone inerbiti.
- 2 Realizzazione di inerbimenti a bordo scolina.
- 3 Realizzazione ex-novo di prati e prati-pascoli esterni ed interni ai siti.

Art. 315 – Ambito di conservazione per *Chlidonias niger*, *Larus melanocephalus*, *Sterna albifrons*, *Sterna hirundo*, *Sterna sandvicensis*

- 1 Realizzazione di studi che possano portare ad una miglior comprensione delle dinamiche interspecifiche tra sternidi e laridi.
- 2 Realizzazione di studi per verificare l'impatto della presenza di nutria e gabbiano reale sulle specie.

Da questa disamina si nota che nelle MSC è affrontato a vari livelli il tema del contenimento delle specie alloctone invasive che potrebbero essere una delle maggiori criticità in futuro, come effetto dei possibili cambiamenti climatici.

Mentre per il Bosco di Carpenedo vi sono anche misure che cercano di influire o migliorare il rapporto tra disponibilità idrica e conservazione, nei siti del Lido di Venezia non sembrano esser così presenti misure che affrontino il tema della velocizzazione dei fenomeni erosivi e quindi di una dinamica forse accelerata del sistema dunale.

6.2. Il progetto LIFE Redune

Nell'ambito del progetto "REDUNE Restoration of dune habitats in Natura 2000 sites of the Veneto coast LIFE16 NAT/IT/000589", sono state predisposte, dopo un processo di condivisione con numerosi stakeholders, le LINEE GUIDA per la fruizione turistica sostenibile e la corretta gestione per la conservazione a lungo termine degli ecosistemi dunali (Buffa et al., 2022). Esse possono fornire un notevole supporto per la gestione del Sito N2000 "Lido di Venezia: biotopi litoranei", trattandosi di un documento realizzato sulla base non solo delle esperienze pregresse maturate dai partner del Progetto (Università di Venezia, Veneto Agricoltura, SELCO soc. coop., Regione del Veneto, EPC Consulting srl) ma anche di quelle acquisite nel corso di quattro anni di interventi lungo il litorale veneziano in diversi siti (Cavallino, Valle Vecchia, litorale di Bibione).

Nello specifico, anche considerando i risultati dei questionari Delphi con gli esperti, andranno considerate le seguenti schede:

LG01-MODALITÀ DI PULIZIA DELLA SPIAGGIA E GESTIONE DEL MATERIALE SPIAGGIATO

Come riportato nelle Linee Guida, è da ribadire che le modalità di pulizia meccanica della spiaggia dai materiali spiaggiati prima e durante la stagione turistica giocano un ruolo fondamentale per la conservazione e la tutela dell'intero sistema dunale. Se non correttamente effettuata la pulizia meccanica ha forti impatti negativi sulle comunità dell'habitat 1210, che rivestono un ruolo centrale nel favorire i processi di formazione delle dune, oltre che su alcuni uccelli nidificanti tra cui non solo il fraticello ma anche specie da poco nidificanti sulle spiagge del litorale veneziano, come beccaccia di mare e corriere piccolo.

RIFERIMENTO A MdC
MISURE GENERALI: Art. 285; DIVIETI: Art. 179, 204, 287; OBBLIGHI: Art. 185, 205; BUONE PRASSI: Art. 191, 208, 302

AMBITO DI APPLICAZIONE										
ALL'INTERNO DEL SITO N2000										
DIVIETO/OBBLIGO									RACCOMANDAZIONE	
IN PRESENZA DI HABITAT									IN PRESENZA DI NON HABITAT	
1210	2110	2120	2130*	2160	2230	2250*	2270*	9340	NH01	NH02
X	X	X	X						X	X
ALL'ESTERNO DEL SITO N2000									AMBITI DI PRESENZA	
BUONA PRATICA									DIVIETO/OBBLIGO	
IN PRESENZA DI NON HABITAT									Charadrius alexandrinus	Stipa veneta
NH01				NH02					NIDIFICANTE	
X				X					X	

Habitat 1210, 2110, 2120, NH01 - Comunità erbacee annuali in prossimità della battigia dove il materiale organico portato dalle onde si accumula e ambiti di duna embrionale e duna bianca; **Habitat 2130*, 2160, 2230, 2250*, 2270*, 9340, NH02** - Ambiti di duna consolidata con vegetazione erbacea, arbustiva ed arborea.

Tabella 6-1 Sintesi delle raccomandazioni per le attività LG01: da Buffa et al, (2022)

LG02-REGOLAMENTAZIONE E GESTIONE DEI FLUSSI

Le citate Linee Guida ribadiscono come la gestione/regolamentazione dei flussi di visitatori sia l'aspetto principale intorno al quale ruotano le strategie d'intervento volte alla salvaguardia e conservazione delle dune e delle spiagge. Tale affermazione è particolarmente vera nel caso della ZSC qui considerata, vista l'elevata presenza di visitatori, bagnanti ma non solo, che vi si registra. Si ribadisce che l'eccessivo calpestio dovuto al passaggio incontrollato di persone determina un indebolimento delle piante, una diminuzione netta di copertura, una riduzione dell'altezza delle dune mobili e, a seguire, l'innescare di fenomeni di erosione della duna. Pertanto, la messa in opera di staccionate e passerelle permette una precisa individuazione del tracciato da seguire oltrechè la dissuasione all'utilizzo di sentieri secondari.

RIFERIMENTO A MdC										
MISURE GENERALI: Art. 285; DIVIETI: Art. 204, 287, 292; OBBLIGHI: Art. 185, 205; BUONE PRASSI: Art. 207, 302										
AMBITO DI APPLICAZIONE										
ALL'INTERNO DEL SITO N2000										
DIVIETO/OBBLIGO									RACCOMANDAZIONE	
IN PRESENZA DI HABITAT									IN PRESENZA DI NON HABITAT	
1210	2110	2120	2130*	2160	2230	2250*	2270*	9340	NH01	NH02
X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
ALL'ESTERNO DEL SITO N2000									AMBITI DI PRESENZA	
BUONA PRATICA									DIVIETO/OBBLIGO	
IN PRESENZA DI NON HABITAT									<i>Charadrius alexandrinus</i>	<i>Stipa veneta</i>
NH01				NH02					NIDIFICANTE	
X				X					X	

Habitat 1210, 2110, 2120, NH01 - Comunità erbacee annuali in prossimità della battigia dove il materiale organico portato dalle onde si accumula e ambiti di duna embrionale e duna bianca; **Habitat 2130*, 2160, 2230, 2250*, 2270*, 9340, NH02** - Ambiti di duna consolidata con vegetazione erbacea, arbustiva ed arborea

Tabella 6-2 Sintesi delle raccomandazioni per le attività LG02: da Buffa et al (2022).

LG03-GESTIONE ATTIVA DELLA PINETA

Come descritto nei capitoli precedenti, nella ZSC in esame sono presenti vaste estensioni di pineta, soprattutto agli Alberoni e a Ca' Roman. Nelle Linee Guida si ricorda che la vegetazione legnosa naturale dei cordoni dunali consolidati è rappresentata in Veneto da boschi di leccio (*Quercus ilex*; habitat 9340), peraltro attualmente presenti solo con carattere relittuale; i boschi a *Pinus* sp. dei cordoni dunali consolidati (habitat 2270*) sono invece in gran parte di origine certamente artificiale. Vista l'origine artificiale di questi popolamenti e le frequenti situazioni problematiche che vi si possono osservare (rischio d'incendio; instabilità meccanica delle piante; suscettibilità a patogeni forestali; presenza di falda salmastra) è necessario intervenire con una gestione forestale con modalità e soluzioni diverse, tali da favorirne la progressiva rinaturalizzazione verso comunità più stabili e diversificate.

RIFERIMENTO A MdC
MISURE GENERALI: Art. 129, 210; DIVIETI: Art. 204, 213; OBBLIGHI: Art. 145, 205, 206, 217; BUONE PRASSI: Art. 146, 207, 208, 220

AMBITO DI APPLICAZIONE									
ALL'INTERNO DEL SITO N2000									
DIVIETO/OBBLIGO									RACCOMANDAZIONE
IN PRESENZA DI HABITAT									IN PRESENZA DI NON HABITAT
1210	2110	2120	2130*	2160	2230	2250*	2270*	9340	NH01
			X	X		X	X	X	
ALL'ESTERNO DEL SITO N2000									NH02
									X
BUONA PRATICA									AMBITI DI PRESENZA
IN PRESENZA DI NON HABITAT									DIVIETO/OBBLIGO
									<i>Charadrius alexandrinus</i>
									<i>Stipa veneta</i>
NH01									
NH02									
									X

Habitat 1210, 2110, 2120, NH01 - Comunità erbacee annuali in prossimità della battigia dove il materiale organico portato dalle onde si accumula e ambiti di duna embrionale e duna bianca; **Habitat 2130*, 2160, 2230, 2250*, 2270*, 9340, NH02** - Ambiti di duna consolidata con vegetazione erbacea, arbustiva ed arborea.

Tabella 6-3 Sintesi delle raccomandazioni per le attività LG03: da Buffa et al (2022).

LG09-MONITORAGGIO DI SPECIE, HABITAT E SISTEMA DUNALE

Anche relativamente ai monitoraggi floro-faunistici, le Linee Guida del Progetto LIFE Redune forniscono utili indicazioni che possono essere certamente recepite nell'elaborazione di un piano di monitoraggio nella ZSC in esame. In estrema sintesi, nel documento si ricorda che le attività di monitoraggio hanno lo scopo di valutare lo stato di conservazione delle popolazioni di specie, habitat e dell'intero sistema dunale, oltre alle sue variazioni nel medio-lungo periodo, con la finalità ultima di indirizzare verso scelte gestionali e misure di conservazione corrette. È opportuno che nei sistemi sabbiosi costieri, in particolare, siano presi in considerazione due scale spaziali: la scala di paesaggio (intero sistema, dalla spiaggia alle dune consolidate, per cogliere l'eterogeneità ambientale e vegetazionale) e la scala di comunità. Per la descrizione delle modalità di monitoraggio si dovrà fare riferimento agli standard nazionali, opportunamente adattati alle condizioni sito-specifiche.

RIFERIMENTO A MdC										
BUONE PRASSI: Art. 191, 208, 220, 302										
AMBITO DI APPLICAZIONE										
ALL'INTERNO DEL SITO N2000										
DIVIETO/OBBLIGO									RACCOMANDAZIONE	
IN PRESENZA DI HABITAT									IN PRESENZA DI NON HABITAT	
1210	2110	2120	2130*	2160	2230	2250*	2270*	9340	NH01	NH02
X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
ALL'ESTERNO DEL SITO N2000									AMBITI DI PRESENZA	
BUONA PRATICA									DIVIETO/OBBLIGO	
IN PRESENZA DI NON HABITAT									<i>Charadrius alexandrinus</i>	<i>Stipa veneta</i>
NH01			NH02						NIDIFICANTE	
X			X						X	X

Habitat 1210, 2110, 2120, NH01 - Comunità erbacee annuali in prossimità della battigia dove il materiale organico portato dalle onde si accumula e ambiti di duna embrionale e duna bianca; **Habitat 2130*, 2160, 2230, 2250*, 2270*, 9340, NH02** - Ambiti di duna consolidata con vegetazione erbacea, arbustiva ed arborea

Tabella 6-4 Sintesi delle raccomandazioni per le attività LG09: da Buffa et al (2022).

6.3. Le misure di mitigazione proposte per le due ZSC

Sulla base delle misure esistenti, di alcune proposte derivanti da progetti di livello comunitario e dei risultati derivanti dalla consultazione degli esperti (metodo Delphi), unitamente alla valutazione effettuata dal gruppo di lavoro, si propongono le seguenti misure di mitigazione ai cambiamenti climatici per i due Siti N2000 considerati. Si evidenzia che alcune di esse ricadono nell'ambito di competenza regionale, mentre altre potranno essere attuate dall'Ente gestore, in accordo con la competente struttura regionale e supportati dai gestori operativi dei siti o di parti di essi, come ad esempio le associazioni ambientaliste. Eventuali interventi attivi che richiedono una fase progettuale dovranno essere sottoposti alla procedura della Valutazione di Incidenza.

Bosco di Carpenedo

Si tratta di misure che da un lato si propongono di migliorare il contesto ecologico in cui è situato questo sito, dall'altro cercano di agire sul tema delle disponibilità idrica che è essenziale per il querceto-carpineteto, per gli habitat igrofili e per le praterie umide.

Ampliamento del sito con acquisizione di aree contermini: si tratta di una misura ritenuta necessaria per mitigare il fattore dimensionale del sito e l'eccesso dell'effetto margine degli habitat e degli habitat delle specie che può incrementare la sensibilità ai cambiamenti climatici. Si tratta di una misura complessa sia dal punto di vista procedurale che finanziario. Potrebbe essere implementata all'interno di uno specifico progetto europeo.

Riduzione del drenaggio all'interno del sito e nelle aree adiacenti. Questa misura è volta a minimizzare uno dei fattori di rischio maggiore, ovvero quello della drastica riduzione dell'apporto e della permanenza dell'acqua sia a livello superficiale che a livello della falda. Va effettuata un'analisi puntuale degli elementi costituenti il sistema di drenaggio e valutato su quali di essi è possibile agire, anche nel rispetto delle norme di sicurezza idraulica e in accordo con il Consorzio di Bonifica. Una volta effettuata questa analisi l'azione di chiusura di alcuni elementi del reticolo idrico è praticabile e con costi moderati.

Realizzazione di un sistema di captazione e/o irrigazione per incrementare la disponibilità idrica del sito, con particolare riguardo alla permanenza delle aree umide presenti e dei molineti. Va effettuata un'analisi delle possibilità, anche di realizzazione di un pozzo artesiano che permetta tale azione senza incidere in modo significativo sulla falda. Sono in corso contatti con il Genio Civile – Regione del Veneto per valutarne la fattibilità.

Chiusura varchi lungo la recinzione perimetrale. Il settore del Bosco di Carpenedo compreso tra Via del Boschetto e Via Trezzo è completamente racchiuso da una recinzione che presenta tuttavia numerosi varchi, attraverso i quali entrano sia cani vaganti che gatti. L'impatto, diretto e indiretto, di queste due specie sulla fauna selvatica del Bosco può non essere trascurabile e pertanto deve essere contenuto ai minimi livelli.

Lido di Venezia

Si tratta di un set di misure piuttosto articolato che prevede sia la gestione del sistema geomorfologico che di quello ecologico, proponendosi di controllare la pressione antropica derivata dalla fruizione, la diffusione di specie invasive (sia esotiche che autoctone) e arrivando ad un modello favorevole di gestione degli habitat.

Predisposizione di percorsi obbligati di accesso alle spiagge e controllo del flusso dei bagnanti: questa misura è essenziale tanto che è prevista dalle MSC regionali e vi è apposita azione nelle linee guida del Progetto LIFE REDUNE, già citato. La pressione antropica è un fattore che può amplificare gli effetti dei cambiamenti climatici: essendo difficile, se non impossibile, contingentare l'accesso alle spiagge si rende urgente e necessario individuare, creare e segnalare poche vie di accesso. Il controllo della diffusione dei bagnanti può essere ottenuto anche tramite l'individuazione di aree interdette (come già accade per motivi faunistici) almeno per alcuni periodi dell'anno, in cui vengano così a essere facilitate i processi di formazione dei sistemi dunali.

Ampliamento del sito con acquisizione di aree contermini: si tratta di una misura ritenuta utile in alcune aree per mitigare il fattore dimensionale delle porzioni di sito e diminuire la sensibilità ecologica. Anche senza un ampliamento formale, potrebbero essere individuati dei tratti di litorale dove applicare misure considerandole non obblighi ma buone pratiche.

Eradicazione e/o controllo di specie alloctone invasive. Le modifiche nella dinamica di questi siti può favorire la diffusione di specie alloctone sia animali che vegetali che si inseriscono nell'equilibrio ecosistemico e nelle serie vegetazionali naturali. Per questo è importante effettuare azioni di controllo, mentre l'eradicazione è molto difficile se non nelle prime fasi di colonizzazione. Il controllo può essere finalizzato ad esempio nei confronti di *Oenothera stucchii*, mentre l'eradicazione può essere ipotizzata per i pochi individui di *Yucca* sp. segnalati per gli Alberoni e per Ca' Roman.

Gestione della pineta a Ca' Roman; si tratta di un habitat importante che va gestito mantenendo, come esplicitato dalle MSC, il mosaico ambientale. Inoltre, va impedita l'ulteriore diffusione per rinnovazione spontanea dei pini sul sistema dunale con vegetazione erbacea.

Controllo di specie animali invasive anche se non alloctone: la colonia di gabbiano reale insediatasi da alcuni anni a Ca' Roman sta arrecando evidenti danni alla copertura vegetale delle dune. Azioni di disturbo operate sugli adulti all'inizio della stagione riproduttiva non comportano alcun effetto letale e possono ridurre il numero di coppie nidificanti nell'area.

Limitazione della pulizia della spiaggia alle aree prive di vegetazione e di habitat delle dune embrionali. Questa misura, già in atto perché prevista dalle MSC, è oggetto di apposita scheda nel progetto LIFE REDUNE. Serve a favorire la normale dinamica costruttiva delle dune e a ridurre il quantitativo di sabbia asportato assieme al materiale alloctono.

Ricostruzione e/o consolidamento di sistemi dunali con piantumazione di specie spontanee consolidatrici. Per le modalità di attuazione si può fare riferimento alle linee guida del progetto REDUNE.

Predisposizione di un Piano di Gestione operativo dei tre nuclei principali che costituiscono il Sito (vale a dire San Nicolò del Lido, Alberoni, Ca' Roman) da condividere con i gestori degli stessi.

Delimitazione dei percorsi principali di attraversamento delle dune e rimozione dei manufatti abbandonati o non autorizzati. In alcuni nuclei, come ad esempio agli Alberoni, sembra opportuno segnalare pochi sentieri principali con pali di piccoli e dimensioni e cordame di raccordo, procedendo ad eliminare con fresatura superficiale del terreno ed impianto di specie psammofile gli altri sentieri, rendendoli meno evidenti e quindi attraenti per il frequentatore. Parimenti, andranno eliminati alcuni manufatti di piccole dimensioni (resti di pavimentazione, baracche, ricoveri temporanei) che determinano impatti diretti ed indiretti. La demolizione di alcuni manufatti di maggiori dimensioni è senz'altro auspicabile ma pare poco fattibile nel breve periodo.

7. IL PIANO DI MONITORAGGIO

Le analisi effettuate e la consultazione degli esperti hanno permesso da un lato di avere una migliore conoscenza dei dati disponibili, di colmare alcune lacune specialmente in relazione allo stato attuale della biodiversità, dall'altro di individuare alcune lacune e comprendere quali dati potrebbero essere più utili per monitorare sia gli effetti dei cambiamenti climatici sia la mitigazione indotta dall'attuazione del sistema delle misure in atto (MSC e misure di mitigazione).

Va tenuto presente che i sistemi ecologici sono sistemi complessi in cui l'interazione fra numerosissime variabili permette da un lato la loro resistenza o resilienza ai fattori esterni, dall'altro rende complesso individuare relazioni di causa effetto lineari. A parte gli eventi catastrofici, spesso i cambiamenti climatici hanno effetti sui fenomeni naturali quali la dinamica della vegetazione, delle popolazioni animali e di quelle vegetali, modificandone la velocità o la traiettoria. Anche per questo il miglioramento mirato delle conoscenze, anche tarato su una scala temporale più ampia, sarà un supporto valido. Come in tutti i monitoraggi è essenziale individuare dati che possono essere raccolti senza costi eccessivi e che prevedano serie dinamiche lunghe, ovvero di almeno dieci anni. Periodi più brevi ben difficilmente sono in grado di evidenziare andamenti statisticamente significativi nelle popolazioni animali e vegetali, spesso intrinsecamente soggette a fluttuazioni del tutto stocastiche. L'obiettivo del monitoraggio è triplice ovvero:

- a) comprendere lo stato attuale e le normali dinamiche;
- b) osservare le modifiche indotte dai cambiamenti climatici;
- c) valutare gli effetti positivi indotti dall'applicazione delle MSC.

Di seguito si propongono alcuni settori di indagine per attività di monitoraggio che dovrebbero essere svolte in futuro.

Bosco di Carpenedo

1. Istituzione di aree permanenti per la vegetazione (aree permanenti di 2 m², in numero di 10, con ripetizione a cadenza biennale);
2. Installazione di almeno 1 piezometro per il monitoraggio della falda;
3. Analisi di dettaglio della struttura forestale (anche degli impianti in fase di rinaturalizzazione) e valutazione del legno morto (ripetizione con cadenza biennale)
4. Analisi della presenza e profondità dell'acqua nei piccoli bacini artificiali (valutazione speditiva con cadenza bimensile);
5. Transetti di vegetazione fissi sulle praterie da xeriche a mesofile e igrofile (3 transetti con plot di 1 m², con ripetizione a cadenza biennale);

6. Posa di trappole con feromoni per la verifica della presenza di Coleotteri di particolare interesse conservazionistico (biennale);
7. Disposizione di alcuni punti fissi di ascolto (6–8) sia entro il Sito che nelle immediate vicinanze per il monitoraggio quali–quantitativo dell'avifauna, lungo l'intero ciclo annuale;
8. Installazione di microfoni per la registrazione in continuo (h 24) di canti e versi di avifauna, con successiva analisi delle registrazioni tramite software dedicati (biennale). Particolarmente utile per verificare la presenza di specie notturne e/o molto rare ma di possibile presenza nel Sito;
9. Rilievo speditivo dell'erpeto fauna del Bosco e delle scoline circostanti (annuale);
10. Installazione permanente di fototrappole (4–5) per lo studio della presenza di Mammiferi terrestri e, in secondo luogo, di Uccelli;
11. Indagini quali–quantitative circa la presenza e uso dell'habitat da parte dei Chiroterri, tramite la messa in situ di stazioni fisse dotate di bat detector (biennale).

Lido

1. Istituzione di aree permanenti per la vegetazione (aree permanenti di 2 m², in numero di 10, con ripetizione a cadenza biennale) e per la fauna;
2. Misurazioni di dettaglio dell'arretramento/accrecimento del litorale da mettere in correlazione anche con gli eventi meteomarinari (cadenza triennale);
3. Transetti geomorfologici sul sistema dunale in formazione e consolidato (cadenza triennale);
4. Conteggio e analisi dei flussi dei bagnanti/turisti (cadenza annuale);
5. Valutazione puntuale della diffusione di alcune specie esotiche invasive (cadenza triennale);
6. Posa di trappole con feromoni per la verifica negli ambiti forestali della presenza di Coleotteri di particolare interesse conservazionistico (biennale);
7. Disposizione di punti fissi di ascolto (12–15) per il monitoraggio quali–quantitativo dell'avifauna, lungo l'intero ciclo annuale;
8. Installazione di microfoni per la registrazione in continuo (h 24) di canti e versi di avifauna, con successiva analisi delle registrazioni tramite software dedicati (biennale). Particolarmente utile per verificare la presenza di specie notturne e/o molto rare ma di possibile presenza nel Sito;
9. Rilievo dell'erpeto fauna, sia tramite ricerca libera che mediante transetti (biennale/triennale);

10. Indagini quali-quantitative circa la presenza e uso dell'habitat da parte dei Chiroteri, tramite la messa in situ di stazioni fisse dotate di bat detector (biennale/triennale).

Infine, nella Tabella 7-1 e Tabella 7-2 vengono dettagliate le attività di monitoraggio di medio-lungo periodo qui proposte ed una stima economica, con valori al 2023.

Tabella 7-1 ZSC Bosco di Carpenedo: proposta di attività di monitoraggio di medio-lungo periodo.

Matrice	Tipologia	Frequenza	Periodo	Descrizione	Costo stimato
Risorsa idrica	Falda	Bimensile	/	Raccolta dati piezometro	1000 €/anno
Risorsa idrica	Acque superficiali	Bimensile	7	Presenza e profondità acque superficiali	2000 €/anno
Habitat	Vegetazione	Biennale	Primavera	Aree permanenti della vegetazione (10)	2000 €/anno
Habitat	Forestale	Biennale	Primavera	Analisi della struttura vegetale e del legno morto	4000 €/anno
Habitat	Vegetazione	Biennale	Primavera	Transetti della vegetazione lungo il gradiente di igrofilia dei prati	1500 €/anno
Fauna	Coleotteri saproxilici	Biennale	Primavera-autunno	Posa di trappole con feromoni per la verifica della presenza di Coleotteri di particolare interesse conservazionistico (necessaria autorizzazione M.A.S.E.)	5000 €/anno
Fauna	Anfibi e Rettili	Annuale	Primavera-estate	Rilevo speditivo dell'erpetofauna del Bosco e delle scoline circostanti	3000 €/anno
Fauna	Chiroteri	Biennale	Primavera-autunno	Indagini quali-quantitative circa la presenza e uso dell'habitat da parte dei Chiroteri, tramite la messa in situ di stazioni fisse dotate di bat detector (biennale)	5000 €/anno
Fauna	Uccelli	Annuale/ Triennale	Intero anno	Disposizione di alcuni punti fissi di ascolto (6-8) sia entro il Sito che nelle immediate vicinanze per il monitoraggio quali-quantitativo dell'avifauna, lungo l'intero ciclo annuale;	6000 €/anno
Fauna	Mammiferi	Continuo	Continuo	Installazione permanente di fototrappole (4-5) per lo studio della presenza di Mammiferi terrestri e, in secondo luogo, di Uccelli	3000 €/anno

Tabella 7-2 ZSC Lido di Venezia: biotopi litoranei: proposta di attività di monitoraggio di medio-lungo periodo.

Matrice	Tipologia	Frequenza	Periodo	Descrizione	Costo stimato
Fruizione	Turismo balneare	Annuale	/	Conteggi e valutazione dei flussi di bagnanti	8000 €/anno
Morfologia	Linea di costa	Triennale	/	Misurazione dell'arretramento/ accrescimento del litorale	8000 €/anno
Morfologia	Sistema dunale	Transetti	/	Transetti geomorfologici sul sistema dunale	5000 €/anno
Fauna	Coleotteri psammofili	Annuale/Biennale	Primavera-autunno	Valutazione e stima quali-quantitativa della presenza e abbondanza delle specie indicatrici	5000 €/anno
Fauna	Anfibi e Rettili	Biennale/triennale	Primavera-estate	Rilievo dell'erpetoфаuna, sia tramite ricerca libera che mediante transetti (biennale/triennale);	3000 €/anno
Fauna	Chiroteri	Biennale/triennale	Primavera-autunno	Indagini quali-quantitative circa la presenza e uso dell'habitat da parte dei Chiroteri, tramite la messa in situ di stazioni fisse dotate di bat detector (biennale/triennale)	5000 €/anno
Fauna	Uccelli	Annuale/Triennale	Intero anno	Disposizione di punti fissi di ascolto (12-15) per il monitoraggio quali-quantitativo dell'avifauna, lungo l'intero ciclo annuale;	7000 €/anno
Fauna	Uccelli	Biennale	Continuo	Installazione di microfoni per la registrazione in continuo (h 24) di canti e versi di avifauna, con successiva analisi delle registrazioni tramite software dedicati (biennale).	5000 €/anno
Habitat	Vegetazione	Biennale	Primavera	Rilievi della vegetazione in aree permanenti (10) della vegetazione	4000 €/anno
Habitat/Fauna	Flora/fauna	Triennale	Primavera-estate	Analisi distribuzione specie esotiche invasive	10000 €/anno

8. BIBLIOGRAFIA

- Audisio, P., Baviera, C., Carpaneto, G.M., Biscaccianti, A.B., Battistoni, A., Teofili, C., Rondinini, C. (compilatori), 2014. Lista Rossa IUCN dei Coleotteri saproxilici Italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma, 132 pp.
- Baldin M., Perlasca P., Sartori A., Favaro M., 2018. Il Frattino, *Charadrius alexandrinus* Linnaeus, 1758, Nella Spiaggia Del Biotopo "Dune Degli Alberoni", Lido Di Venezia (Charadriiformes, Charadriidae) Bollettino del Museo di Storia Naturale di Venezia, 69: 91–100.
- Bon M., Nardotto A., 2021. Distribuzione e ritmi di attività dello scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris* Linnaeus, 1758) in ambiente urbano: primi dati da un'esperienza di citizen science nella terraferma veneziana. Bollettino del Museo di Storia Naturale di Venezia, 72: 91–99 91
- Borgo A., Mitri M.G., Castelli S., Antinori F., Rossani M., 2019. Restoration of the guardian species as a strategy for Kentish plover (*Charadrius alexandrinus*) conservation in the Venice beaches. Gortania, 41: 99 –108.
- Borgo, A., Mitri, M. G., Antinori, F., Castelli, S., Gottipavero, R., Pegorer, M., & Tomasella, R. (2016). Dati preliminari sull'incidenza delle cause di fallimento delle nidificazioni di frattino *Charadrius alexandrinus* su litorale veneziano. Atti 7, 292–296.
- Buffa G., Baldin M., Borga F., Cavalli I., Fantinato E., Felli S., Fiorentin R., Mazzucco S., Pernigotto Cego F., Piccolo F., Richard J., Scarton F., Vianello F., 2022. La fruizione turistica sostenibile e la corretta gestione per la conservazione a lungo termine degli ecosistemi dunali. Linee Guida. Progetto LIFE REDUNE (LIFE16 NAT/IT/000589).
- Calveri A., 2022. Contributo alla conoscenza degli ortotteri del bosco di Carpenedo. Bollettino del Museo di Storia Naturale di Venezia, 73: 15–23.
- Campanaro, A., Bardiani, M., Spada, L., Carnevali, L., Montalto, F., Antonini, G., ... & Audisio, P. (2011). Linee guida per il monitoraggio e la conservazione dell'entomofauna saproxilica. Quaderni Conservazione Habitat, 6(8): 6–43.
- Fabrizio M., (ed.) 2012. Atti del Convegno "Il foto-video trappolaggio in Italia: primi risultati di una nuova tecnica di ricerca scientifica per la fauna selvatica". 9 luglio 2011 – Pettorano sul Gizio (AQ). I quaderni del Centro Studi per le Reti Ecologiche. Volume 4: 64 pp.
- Files L., Antinori F., Bizio E., Borgo A., Castelli S., Manzini A., Marotta L., Masin R., Mitri M.G., 2017. Pregio naturalistico del settore costiero antistante l'ex Ospedale al Mare (isola di Lido – Venezia). Lavori Soc. Ven. Sc. Nat. – vol. 42: 61 – 88.
- Gagliardi A., Tosi G. (a cura di), 2012. Monitoraggio di Uccelli e Mammiferi in Lombardia. Tecniche e metodi di rilevamento. Regione Lombardia, Università degli Studi dell'Insubria, Istituto Oikos.
- Law, B. S., J. Anderson, M. CHIDEL. 1999. Bat communities in a fragmented forest landscape on the south-west slopes of New SouthWales, Australia. Biological Conservation, 88: 333–345.
- Mitri, M.G., A. Borgo, E. Antinori, S. Castelli, M. Scarpa, L. Bonotto & C. Cesarotto. 2019. Allarmante situazione del Frattino *Charadrius alexandrinus* sul litorale veneziano: l'emblematico caso dell'area di San Nicolò nel SIC/ZPS "Lido di Venezia: biotopi litoranei". Boll. Mus. St. Nat. di Venezia 69: 148–54.

- Ranius, T., Aguado, L. O., Antonsson, K., Audisio, P., Ballerio, A., Carpaneto, G. M., Chobot, K., Gjurašin, B., Hanssen, O., Huijbregts, H., Lakatos, F., Martin, O., Neculiseanu, Z., Nikitsky, N. B., Paill, W., Pirnat, A., Rizun, V., Ruicnescu, A., Stegner, J., Süda, I., Szwako, P., Tamutis, V., Telnov, D., Tsinkevich, V., Versteirt, V., Vignon, V., Vögeli, M. & Zach, P., 2005. *Osmoderma eremita* (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) in Europe. *Animal Biodiversity and Conservation*, 28.1: 1–44
- Ratti E., 1984. Il bosco di Carpenedo (Venezia) – 3°. Osservazioni sull'avifauna di un lembo relitto di foresta planiziale. *Lavori – Soc. Ven. Sc. Nat.*, 9 (2): 187–191.
- Ratti E., 1991. Catalogo dei Coleotteri della Laguna di Venezia. VI– Lucanidae, Trogidae, Aphodiidae, Scarabaeidae, Melolonthidae, Rutelidae, Dynastidae, Cetoniidae. *Lavori – Soc. Ven. Sc. Nat.*, 16: 91–125.
- Rodriguez San Pedro A., Simonetti J. A. 2013. Foraging Activity by Bats in a Fragmented Landscape Dominated by Exotic Pine Plantations in Central Chile. *Acta Chiropterologica* 15(2):393–398.
- Scarton F., Baldin M., 2017. Monitoraggio ornitologico triennale in dune artificiali a San Nicoló del Lido (Venezia). *Bollettino del Museo di Storia Naturale di Venezia*, 68: 63–70.
- Scarton F., Borella S., 2020. Variazioni quinquennali in periodo riproduttivo nella comunità ornitica di una zona umida costiera (Riserva WWF Valle Averte – VE). *Bollettino del Museo di Storia Naturale di Venezia*, 70: 33–43.
- Semenzato M., 2001. Anfibi e Rettili dei querceti misti planiziali del Veneto orientale. *Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia* 48; 18–30.
- Wearn O.R., Glover–Kapfer P., 2017. Camera–trapping for conservation: a guide to best–practices. *WWF Conservation Technology Series* 1(1). WWF–UK, Woking, United Kingdom.

9. REPERTORIO BIBLIOGRAFICO PER I DUE SITI NATURA 2000

9.1. BOSCO DI CARPENEDO

Di seguito viene presentata la bibliografia raccolta relativa agli aspetti ambientali e ai possibili effetti dei cambiamenti climatici negli ambienti boschivi di pianura, in particolare in Veneto e con particolare riferimento al Bosco di Carpenedo (testo in rosso).

Con l'asterisco sono contrassegnate le pubblicazioni citate nello STANDARD DATA FORM NATURA 2000 – Bosco di Carpenedo.

A.A.V.V., 2011. Quercio-carpineti planiziali in deperimento: linee guida per la gestione. Regione Piemonte. 24 pp.

A.I.S.T.A. 1990. Boschi planiziari del Veneto: origine, situazione attuale, significato per il futuro. In Parchi e Boschi in Pianura, 11–20. Casa dei Carraresi: Segreteria Organizzativa dell'A.I.S.T.A.

*AA.VV., 1996. Il Forte di Carpenedo. Flora, fauna e ambiente naturale. Comune di Venezia, Assessorato all'Ecologia, W.W.F. Sez. di Venezia. Ed. Arsenale, Venezia.

Amato S., Semenzato M., 1994 – Dati preliminari sulle comunità di uccelli nidificanti nei boschi planiziali del Veneto centro-orientale (Italia N-E). In Mezzavilla F. e Stival E., a cura di, Atti I° Convegno Faunisti Veneti. Museo Civico di Storia Naturale di Montebelluna (TV), 3–4 aprile 1993, pp. 77–82.

*Anoe N., Bon M., Roccaforte P., 1996 – Forte Vallon. Ipotesi di utilizzo. Proposta di conservazione e miglioramento ambientale. W.W.F. – Fondo Mondiale per la Natura: 7–15, Venezia. B

Bacco F., Marchiori S., Mason F., Zanetti A., 2001. L'origine geologica della pianura Padana, il deperimento della farnia, la scomparsa di legno morto e di vecchi alberi con cavità marcescenti. In Le foreste della pianura Padana (a cura di S. Ruffo). Museo Friulano di Storia Naturale: 21–22, 103–105, 114–120.

Baldo M., 2009. Il deperimento della farnia in boschi planiziali. Stato ectomicorizzico e possibilità di controllo. Tesi di laurea. Relatore Montecchio L., Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-forestali, Facoltà di Agraria, Università degli studi di Padova, Legnaro.

Beguinet A., 1913 – La vita delle piante superiori nella Laguna di Venezia e nei territori ad essa circostanti. Pubblicazioni dell'Ufficio Idrografico Regio Magistrato alle Acque, Venezia, 54: IV–348.

Beguinet A., 1941 – La vita delle piante vascolari. In Magrini G., a cura di, La Laguna di Venezia, Ferrari, Venezia, 3 (2): 1–358.

Bellio R., 2008. Il Bosco di Mestre: possibili scenari di gestione selvicolturale di un bosco di pianura. Tesi di laurea. Relatore Pividori M. Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-forestali, Facoltà di Agraria, Università degli studi di Padova, Legnaro.

Bizio E., 1986 – Venezia ed i funghi del suo territorio. Gruppo Micologico "G. Bresadola", Venezia.

Bon M., 1996. Aspetti faunistici. 5. Mammiferi. In: Il Forte di Carpenedo: flora, fauna e ambiente naturale. Collana ambiente, 6. Arsenale, Venezia: 63–68.

Bon M., Borgoni N., Richard J., Semenzato M., 1993 – Osservazioni sulla distribuzione della teriofauna nella pianura veneta centro–orientale (Mammalia, Insectivora, Lagomorpha, Rodentia, Carnivora, Artiodactyla). Bollettino del Museo civico di Storia naturale di Venezia, 42: 165–193.

*Bon M., Cherubini G., Semenzato M., Stival E., 2000. Atlante degli uccelli nidificanti della Provincia di Venezia, Provincia di Venezia Ass. alla Caccia, Pesca, Polizia Provinciale, Prot. Civ, Pari Opp., Associazione Faunisti Veneti.

Bon M., Fasano D., Mezzavilla F., Zanetti M., 2008. L'espansione dello scoiattolo comune, *Sciurus vulgaris*, in pianura veneta nell'ultimo decennio (1998–2007). In Bon M., Bonato L., Scarton F. (eds.). Atti 5° Convegno Faunisti Veneti. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, suppl. al vol. 58: 312–316.

Bon M., Richard J., Semenzato M., 1993 – La collezione di Vertebrati di Giacomo Bisacco Palazzi come testimonianza delle trasformazioni dell'ambiente planiziale e costiero veneto. Lavori della Società veneziana di Scienze naturali, Venezia, 18: 133–171.

*Bon M., Roccaforte P., 2003. Il bosco di Mestre – Dalle antiche foreste al nuovo bosco urbano. Provincia di Venezia–Assessorato alle Politiche Ambientali. 152 pp.

Bon M., Roccaforte P., Sirna G., 1993 – Nuove ricerche faunistiche al bosco di Carpenedo (Venezia). Provincia di Venezia, 3–4: 56.

Bon M., Scattolin, M., 1996. Il Forte di Carpenedo – Flora, fauna e ambiente naturale. Arsenale Editrice, 95 pp.

Bon M., Semenzato M., Scarton F., Fracasso G., Mezzavilla F., 2004 – Atlante faunistico della provincia di Venezia. Provincia di Venezia – Associazione Faunisti Veneti, Grafici Ponticelli spa, Castrocielo, 257 pp.

Bonato L., Fracasso G., Pollo R., Richard J., Semenzato M., 2007 – Atlante degli Anfibi e dei Rettili del Veneto – Associazione Faunisti Veneti, Nuovadimensione.

Bonometto L., 1985 – Il Bosco di Carpenedo. In Comitato di Studio “Pier Andrea Saccardo”, I funghi del territorio veneziano, Gruppo Micologico “G. Bresadola”, Venezia, 3: 3–11.

Braga L., Robich G., 1989. Il Bosco di Carpenedo (Venezia) 5°. Osservazioni sulla flora fungina di un relitto di bosco planiziale. Lav. Soc. Ven. Sc. Nat. – Vol. 14 (1), pp. 111–129. Venezia, 30 gennaio 1989.

Brandmayr, P., Pizzolotto, R. (2019). Estinzioni a livello di habitat ed a meso–scala di specie e comunità di coleotteri carabidi: esperienze in Italia. Atti Accademia Nazionale Italiana di Entomologia Anno LXVI, 2018: 183–189.

Buffa G., Lasen, C. 2010. Atlante dei siti Natura 200 del Veneto. Regione del Veneto – Direzione Pianificazione Territoriale e Parchi, 332–333

Buffa G., Villani, M., 2012. Are the ancient forests of the Eastern Po Plain large enough for a long-term conservation of herbaceous nemoral species? *Plant Biosystems*, 146: 970–984.

*Caniglia, G., 1981. *Il Bosco di Carpenedo (Venezia). Lavori-Soc. Ven. Sc. Nat. – Vol. 6: 151–158.*

Capotondi L., Ravaioli M., Ribera d'Alcalà M. et al. (2021). La risposta degli ecosistemi della Rete LTER–Italia alla variabilità climatica e antropica, p. 41–56. DOI: 10.5281/zenodo.5575822. In: Capotondi L., Ravaioli M., Acosta A., Chiarini F., Lami A., Stanisci A., Tarozzi L., Mazzocchi M.G. (a cura di) (2021). *La Rete Italiana per la Ricerca Ecologica di Lungo Termine. Lo studio della biodiversità e dei cambiamenti*, pp. 806.

Casson C., D'Alterio S., 2003 – *Funghi e ambienti della provincia di Venezia*. Cierre Edizioni, Verona.

Castellnou, M., Prat-Guitart, N., Arilla, E., Larrañaga, A., Nebot, E., Castellarnau, X., Vendrell, J., Pallàs, J., Herrera, J., Monturiol, M., Cespedes, J., Pagès, J., Gallardo, C., & Miralles, M., 2019 – Empowering strategic decision-making for wildfire management: avoiding the fear trap and creating a resilient landscape. *Fire Ecology* 15: 1-17.

*Cesari, P., Orlandini, M., 1984. *Il Bosco di Carpenedo (Venezia)–2. Notule corologiche e sistematiche sulla malacofauna di un ambiente relitto dell'entroterra veneziano. Lav. Soc. Ven. Sc. Nat. – Vol. 9 (2): 131–176.*

Del Favero R., Lasen C., 1993 – *La vegetazione forestale del Veneto*. Progetto Editore, Padova.

Mellert K. H., Vacchiano G., Zlatanov T., Menzel A., 2019 – Geographical adaptation prevails over species-specific determinism in trees' vulnerability to climate change at Mediterranean rear-edge forests. *Global Change Biology*, 25(4): 1296–1314.

Dyderski M. K., Paż S., Frelich L. E., Jagodziński A. M., 2018 – How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology*, 24(3): 1150–1163.

Fady B., Cottrell J., Ackzell L., Alía R., Muys B., Prada A., & González-Martínez S. C., 2016 – Forests and global change: what can genetics contribute to the major forest management and policy challenges of the twenty-first century? In *Regional Environmental Change*, 16: 927–939.

Fontolan G., Bezzi A., Boccali C., Calligaris C., Colucci R., Cucchi F., Finocchiaro F. Martinucci D., Pillon S., Turpaud P., Zavagno E., Zini L., Toffolon G., 2015. Impatti dei cambiamenti climatici sul territorio fisico regionale. Regione Autonoma Friuli–Venezia Giulia. Internet: <https://www.regione.fvg.it>

Galicciolli G. A. 1984 – *Cenni storici sopra Carpenedo (Cenni storici antichi e moderni, sacri e profani, sopra la villa e la parrocchia di Carpenedo). Centro Studi Storici di Mestre: 109–155.*

Innangi M., D'Alessandro F., Fioretto A., Di Febbraro M., 2015 – Modeling distribution of Mediterranean beech forests and soil carbon stock under climate change scenarios. *Climate Research*, 66: 25–36.

*Lapini L., Dall'Asta A., Bressi N., Dolce S., Pellarini P., 1999 – *Atlante corologico degli Anfibi e dei Rettili del Friuli–Venezia Giulia*. Ed. Museo Friulano di Storia Naturale, Udine.

- Linder M., Verkerk A., 2021 – K2A Knowledge to Action. Question 4: How has climate change affected EU forests and what might happen next? European Forest Institution (EFI). <https://efi.int/forestquestions/q4>
- Munari M., 2014 – Analisi dello stato della rinnovazione naturale del bosco di Carpenedo (Venezia). Tesi di laurea. Relatore Pividori M., Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-forestali, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Padova, Legnaro.
- Nardo A., 1996 – Albanella reale. In Stival E. (red.), 1996. Atlante degli Uccelli Svernanti in provincia di Venezia inverni dal 1988/89 al 1993/94. Centro Ornitologico Veneto Orientale, Montebelluna (TV).
- Novello M., Ponte G., 2003. Bosco di Mestre. Bosco Carpenedo. Censimento ed interventi di riqualificazione. Comune di Venezia – Ufficio suolo e verde pubblico. Venezia
- Pecchi M., Marchi M., Burton V., Giannetti F., Moriondo M., Bernetti I., Bindi M., & Chirici, G., 2019 – Species distribution modelling to support forest management. A literature review. Ecological Modelling, 411, 108817.
- Pignatti S., 1998 – I boschi d'Italia sinecologia e biodiversità. – Utet, Torino.
- Poldini L., Buffa G., Sburlino G., Vidali M., 2009 – I boschi della Pianura Padana orientale e problemi inerenti alla loro conservazione. Natura Bresciana. «NATURA BRESCIANA» Ann. Mus. Civ. Sc. Nat., Brescia, 2009, 36: 179–184.
- Rallo G., 1977 – Alcuni biotopi lagunari di particolare interesse naturalistico e didattico per la collettività; le casse di colmata ed il Bosco di Carpenedo. Ciedart/Consiglio d'Europa. Venezia 30 novembre, 1–2–3 dicembre 1977.
- Ranius T. L. O. Aguado, K. Antonsson, P. Audisio, A. Ballerio, G. M. Carpaneto, K. Chobot, B. Gjurašin, O. Hanssen, H. Huijbregts, F. Lakatos, O. Martin, Z. Neculiseanu, N. B. Nikitsky, W. Paill, A. Pirnat, V. Rizun, A. Ruicnescu, J. Stegner, I. Süda, P. Szwańko, V. Tamutis, D. Telnov, V. Tsinkevich, V. Versteirt, V. Vignon, M. Vögeli, P. Zach., 2005 – *Osmoderma eremita* (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) in Europe. Animal Biodiversity and Conservation 28: 1–44.
- *Ratti E., 1984 – Il bosco di Carpenedo (Venezia). 3. Osservazioni sulla coleotterofauna di un lembo relitto di foresta planiziale. Lavori Soc. Ven. Sc. Nat. 9: 187–191.
- Ratti E., 1990 – Catalogo dei Coleotteri della Laguna di Venezia. V. Cerambycidae. Lavori Soc. Ven. Sc. Nat., 15: 101–114.
- Ratti E., 1991 – Catalogo dei Coleotteri della Laguna di Venezia. VI. Lucanidae, Trogidae, Aphodiidae, Scarabaeidae, Melolonthidae, Rutelidae, Dynastidae, Cetoniidae. Lavori Soc. Ven. Sc. Nat. 16: 91–125.
- Ratti E., 1996 – Aspetti faunistici. 1. Invertebrati: Molluschi e Insetti Coleotteri. In: Il Forte di Carpenedo: flora, fauna e ambiente naturale. Collana ambiente, 6. Arsenale, Venezia: 41–44
- Ratti E., 2000 – Note faunistiche ed ecologiche sui Cucuidi italiani (Coleoptera Cucujidae). Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia, 50: 103–129.

- Ratti E., 2007 – I Coleotteri Silvanidi in Italia (Coleoptera Cucujoidea Silvanidae) Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia, 58: 83–136.
- Reyer, C., 2015 – Forest productivity under environmental change—A review of stand-scale modeling studies. Current Forestry Reports, 1(2), 53–68.
- Reyer C. P. O., Bathgate S., Blennow, K., Borges J. G., Bugmann H., Delzon S., Faias S. P., Garcia-Gonzalo J., Gardiner B., Gonzalez-Olabarria J. R., Gracia C., Hernández J. G., Kellomäki S., Kramer, K., Lexer M. J., Lindner M., Van Der Maaten E., Maroschek M., Muys B., Hanewinkel M., 2017 – Are forest disturbances amplifying or canceling out climate change-induced productivity changes in European forests? Environmental Research Letters, 12: 034027.
- Richard J., Semenzato M., 1996 – Anfibi e Rettili. In: Il Forte di Carpenedo: flora, fauna e ambiente naturale. Collana ambiente, 6. Arsenale, Venezia.
- *Richard J., Semenzato M., 1988 – Il Bosco di Carpenedo (Venezia) 4. Osservazioni sugli Anfibi e i Rettili di un lembo relitto di foresta planiziale. Lavori della Società veneziana di Scienze naturali, Venezia, 13: 103–114.
- Rivas-Martínez S., Sánchez-Mata D., Costa M., 1999 – North American boreal and western temperate forest vegetation. Itinera Geobotanica, 12: 5–316.
- Roccaforte P. 2002 – Carpenedo. Un ambiente da scoprire – Quaderno operativo di educazione ambientale. Provincia di Venezia. Assessorato alle Politiche Ambientali, 72 pp., Oikos. Grafiche Biesse, Scorzè (VE).
- *Roccaforte P., Sirna G., 1992 – Dati preliminari sull'avifauna di Carpenedo (Venezia). Boll. Cen. Orn. Veneto Or., 3: 8–11.
- *Roccaforte P., Sirna G., Bon M., 1994 – Il Bosco di Carpenedo (Venezia) – 6. Osservazioni sull'avifauna di un lembo relitto di foresta planiziale. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, 43: 221–230.
- Sarto G., Favaretto G., 1987 – Proposta di salvaguardia, valorizzazione ed utilizzazione dell'area del Bosco di Carpenedo. Tera e Aqua, 2: 4–6.
- Semenzato M., 1985 – Osservazioni sull'erpetofauna dell'entroterra veneziano. Natura, Atti della Società italiana di Scienze naturali del Museo civico di Storia naturale e Acquario civico di Milano, 76 (1–4): 53–62.
- Semenzato M., 2000 – Anfibi e Rettili dei querceti misti planiziali del Veneto orientale (Italia N–E). Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia. 51 (suppl.): 109–118.
- Semenzato M., 2001 – Gli Anfibi e i Rettili dei querceti misti planiziali del Veneto orientale. In Bon M. e Scarton F., red., Atti III Convegno Faunisti Veneti, Bollettino del Museo civico di Storia naturale di Venezia, suppl. vol. 51: 109–118.
- Semenzato M., 2001 – Picchio verde. In: Flora e Fauna della Pianura Veneta Orientale, Osservazioni di campagna 2000. Associazione Naturalistica Sandonatese: 109.

*Semenzato M., 2009 – Il Bosco di Carpenedo. In Sarto G. (ed.), *Dall'antico bosco Brombeo al nuovo bosco di Marghera*. Cicero, Venezia, pp. 165–166.

Semenzato M., Amato S., 1998 – Le comunità di uccelli nidificanti e svernanti dei boschi planiziari del Veneto orientale: dati conclusivi. In Bon M., Mezzavilla F., a cura di, *Atti del 2° Convegno dei Faunisti Veneti*, Associazione Faunisti Veneti, Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia, suppl. al vol. 48: 54–62.

Semenzato M., Richard J. Amato S., 1994 – Boschi e risorgive planiziari: ambienti importanti per il mantenimento della continuità distributiva del popolamento erpetologico tra l'area montana e quella di pianura del Veneto. – Studi Trent. Sc. nat. – Acta Biologica., 71: 33–40.

Semenzato M., Romanazzi E., Bertollo S., Novarini N. Nuove indagini su anfibi e rettili dei querceti misti e delle risorgive planiziali del Veneto Orientale. *Atti 6 Convegno Faunisti Veneti* (2010): 74-82.

Semenzato M., Zanetti M., Richard J., Borgoni N., 1998 – Distribuzione storica e attuale di *Emys orbicularis* e osservazioni sulla recente diffusione di *Trachemys scripta* nel Veneto. In Bon M., Mezzavilla F., a cura di, *Atti del 2° Convegno dei Faunisti Veneti*, Bollettino del Museo civico di Storia naturale di Venezia, suppl. al vol. 48: 155–160.

Stoppa G., Villani M., Buffa G., 2012 – La componente floristica dei relitti boscati della pianura veneta orientale: qualità e grado di conservazione. *Informatore Botanico Italiano* 44.2 (2012): 301-313.

Stoppa G., Villani M., Buffa G., 2013 – Valutazione della funzionalità dei boschi planiziali relitti della pianura veneta orientale per la conservazione delle specie nemorali erbacee. *Arch. Geobot.* 14 (1–2) 2013 (2008): 51–66.

*Susmel L., 1984 – Dalla selva preistorica alla fabbrica. In: Dolcetta B., 1984 – *Paesaggio Veneto*. Giunta regionale del Veneto, 24–53, Ed. Pizzi.

Susmel L., 1988 – Impatti antropici su un querceto storico. *Economia Montana*, 2: 3–10.

Susmel L., 1994 – I rovereti di pianura della Serenissima. Cleup. Padova

*Veneto Agricoltura, 2001 – Il Bosco di Carpenedo. *Dépliant informativo*. WITT R., 1987 – *Cespugli e arbusti selvatici*. Ed. Muzzio, Padova.

Verkerk P. J., Martinez de Arano I., Palahí M., 2018 – The bio-economy as an opportunity to tackle wildfires in Mediterranean forest ecosystems. In *Forest Policy and Economics*, Vol. 86: 1–3. Elsevier B.V.

Vienna P., Ratti E. 1999 – I coleotteri Sphaeritidae e Histeridae del Museo civico di storia naturale di Venezia. *Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia* 49: 15–37.

Vita L., Boldrin F., Gerometta D., Luise E., Ravara V. *I boschi di Mestre*.

Walker A. P., De Kauwe M. G., Bastos A., Belmecheri S., Georgiou K., Keeling R. F., McMahon S. M., Medlyn B. E., Moore D. J. P., Norby, R. J., Zaehle S., Anderson-Teixeira K. J., Battipaglia G., Brienen R. J. W., Cabugao K. G., Cailleret M., Campbell E., Canadell J. G., Ciais P., Zuidema P. A., 2021. Integrating the evidence for a terrestrial carbon sink caused by increasing atmospheric CO₂. In *New Phytologist*, 229: 2413–2445.

Zanetti M., 2007 – Il Bosco di Mestre. Nuova Dimensione, Portogruaro., 55–62

Zanetti M., 1985 – Boschi e alberi della Pianura Veneta Orientale. Nuova Dimensione, Portogruaro.

*Zanetti M., 1986 – Flora notevole della Pianura Veneta Orientale. Nuova Dimensione, Portogruaro.

Zanetti M., 2015 – Boschi, pinete, parchi, siepi. La vegetazione forestale della Pianura Veneta Orientale. ADLE Edizioni, Padova.

Zinato T., 2005 – Le specie erbacee nemorali nelle reti ecologiche della pianura veneta. Relatore Viola F., Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-forestali, Facoltà di Agraria, Università degli studi di Padova, Legnaro.

9.2. SITO LIDO DI VENEZIA E COSTE SABBIOSE

Di seguito viene presentata la bibliografia raccolta relativa agli aspetti ambientali e ai possibili effetti dei cambiamenti climatici negli ambienti costieri, in particolare nei biotopi litoranei del Lido di Venezia (testo in rosso).

Con l'asterisco sono contrassegnate le pubblicazioni citate nello STANDARD DATA FORM NATURA 2000 – Lido di Venezia: Biotopi litoranei.

*Beguinet A., 1907 – Le attuali conoscenze sulla flora lagunare e i problemi che ad essa si collegano. Atti Ist. Ven. Sc. Lett. Arti, 66(1): 99–100.

*Beguinet A., 1913 – La vita delle piante superiori nella laguna di Venezia e nei territori ad essa circostanti. Pubbl. n. 54 dell'Uff. Idr. R. Magistrato alle acque, Venezia. 1 – 348.

*Beguinet A., 1916 – I distretti floristici della regione litoranea dei territori circumadriatici. Schizzo fitogeografico. Riv. Geogr. Ital., 2–3: 65–90; 4–5: 177–193.

*Beguinet A., 1941 – La vita delle piante vascolari. In La laguna di Venezia. Ferrari, Venezia 3 (2): 1–369.

*Bertolani Marchetti D., Marcello A., 1963 – Le origini remote della lacuna biogeografica del Veneziano. Arch. Bot. Biogeogr. Ital., 40 (4): 366–390

*Del Favero R., De Mas G., Ferrari C., Gerdol R., Lasen C., Masutti L., De Battisti R., Paiero P., Colpi C., Urso T., Zanutto S., 1989 – Le pinete litorali del Veneto. Regione Veneto, Ass. Agricoltura Foreste, Dip. Foreste Econ. Mont."

*Del Favero R., Lasen C., 1993 – La vegetazione forestale del Veneto. 2a Ed. Libreria Progetto Edit., Padova

*Gehu J.M., Costa M., Scoppola A., Biondi E., Marchiori S., Peris J.B., Franck J., Caniglia G., Veri L., 1984 – Essai synsystématique et synchorologique sue les vegetations littorales italiennes dans un but conservatoire. I– Dunes et vases salees. Doc. Phytosoc., 8: 393–474

*Gehu J.M., Scoppola A., Caniglia G., Marchiori S., Gehu–Franck J., 1984 – Les systemes vegetaux de la côte nord–adriatique italienne, leur originalite a l'échelle européenne. Doc. Phytosoc., 8: 485–558

- *Lorenzoni G. G., 1983 – Il paesaggio vegetale Nord Adriatico. Atti Mus. Civ. St. Nat. Trieste, 35: 1–34
- *Marcello A., 1960 – Lacuna floristica del Veneziano e sue condizioni bioclimatiche. Mem. Biogeogr. Adr., 5: 51–118
- *Pignatti S., 1953 – Introduzione allo studio fitosociologico della pianura veneta orientale con particolare riguardo alla vegetazione litoranea. Arch. Bot. Biogeogr. Ital., 28(4): 265–329; 29(1): 1–25, (2): 65–98, (3): 129–174. Forlì.
- *Pignatti S., 1959 – Ricerche sull'ecologia e sul popolamento delle dune del litorale di Venezia. Il popolamento vegetale. Bull. Mus. Civ. Venezia, 12: 61–142.
- AA.VV., 2007. Progetto LIFE Natura. Azioni concertate per la salvaguardia del litorale veneto – Gestione degli habitat nei Siti Natura 2000. Veneto Agricoltura; Servizio Forestale Regionale per le province di Padova e Rovigo; Servizio Forestale Regionale per le province di Treviso e Venezia. LIFE DUNE, LIFE03 NAT/IT/000141.
- Acosta A., Ercole S., 2015. Gli habitat delle coste sabbiose italiane: ecologia e problematiche di conservazione. ISPRA, Serie Rapporti, 215/2015.
- Ankrah, J., 2018 – Climate change impacts and coastal livelihoods; an analysis of fishers of coastal Winneba, Ghana. *Ocean and Coastal Management*, 161 : 141–146.
- Bagnouls F., Gaussen H., 1957. Les climats biologiques et leur classification. *Ann. Geogr.*, 355: 193–220.
- Baills A., Garcin M., & Bulteau T., 2020 – Assessment of selected climate change adaptation measures for coastal areas. *Ocean & Coastal Management*, 185, 105059.
- Baldin M., Perlasca P., Sartori A., Favaro P., 2018 – Il fraticello *Charadrius alexandrinus*, 1758, nella spiaggia del biotopo “Dune degli Alberoni”, Lido di Venezia. Bollettino del Museo di Storia Naturale di Venezia, 69: 91–100.
- Bezzi A., Boscolo F., Fontolan G., 2005 – Morphological and sedimentological monitoring of a maninduced accretionary beach-dune system (Ca' Roman, Venice, Italy). In: Herrier J.L., J. Mees, A. Salman, J. Seys, H. Van Nieuwenhuyse and I. Dobbelaere (Eds.) Proceedings “Dunes and Estuaries 2005” – International Conference on Nature Restoration Practices in European Habitats, Koksijde, Belgium, 19–23 Sept. 2005. VLIZ Special Publication, 19: 589–590.
- Bezzi A., Fontolan G., Delli Quadri F., Pillon S., Pilla G., Caiselli M., 2008. Dune e strumenti di pianificazione: il Piano dell'Arenile del Lido di Venezia. Atti del Convegno “Coste: Prevenire, Programmare, Pianificare”, Maratea 15–17 maggio 2008. Studi e Ricerche, Collana dell'Autorità di Bacino della Basilicata, n. 9: 453–463.
- Bezzi A., Fontolan G., Nordstrom K. F., Carrer D., Jackson N. L., 2009. Beach Nourishment and Foredune Restoration: Practices and Constraints along the Venetian Shoreline, Italy. *Journal of Coastal Research*, 3: 287–291.

- Biondi E., Blasi C., Burrascano S., Casavecchia S., Copiz R., Del Vico E., Galdenzi D., Gigante D., Lasen C., Spampinato G., Venanzoni R., Zivkovic L., 2009 – Manuale Italiano di interpretazione degli habitat della Direttiva 92/43/CEE. Società Botanica Italiana. Ministero dell'Ambiente e della tutela del territorio e del mare, D.P.N. [gttp://vnr.unipg.it/habitat](http://vnr.unipg.it/habitat).
- Borgo A., Mitri M.G., Castelli S., Antinori F., Rossani M., 2019. Restoration of the guardian species as a strategy for Kentish plover (*Charadrius alexandrinus*) conservation in the Venice beaches. *Gortania*, 41: 99 –108.
- Borgo, A., Mitri, M. G., Antinori, F., Castelli, S., Gottipavero, R., Pegorer, M., & Tomasella, R. (2016). Dati preliminari sull'incidenza delle cause di fallimento delle nidificazioni di fraterno *Charadrius alexandrinus* su litorale veneziano. *Atti*, 7, 292–296.
- Buffa G., Baldin M., Borga F., Cavalli I., Fantinato E., Felli S., Fiorentin R., Mazzucco S., Pernigotto Cego F., Piccolo F., Richard J., Scarton F., Vianello F., 2022 – La fruizione turistica sostenibile e la corretta gestione per la conservazione a lungo termine degli ecosistemi dunali. Linee Guida. Progetto LIFE REDUNE (LIFE16 NAT/IT/000589).
- Buffa G., Fantinato E., Pizzo L., 2012 – Effects of disturbance on sandy coastal ecosystems of N-Adriatic coasts (Italy). *Biodiversity enrichment in a diverse world*. 13: 339–372.
- Buffa G., Mion D., Gamper U., Chirelli L., Sburlino G., 2005 – Valutazione della qualità e dello stato di conservazione degli ambienti litoranei: l'esempio del S.I.C. "Penisola del Cavallino: biotopi litoranei" (Venezia, NE-Italia). *Fitosociologia* 42 (2): 3–13
- Ciscar J.C. (ed), 2009 – Climate change impacts in Europe. Final report of the PESETA research project. EUR 24093 EN. Luxembourg (Luxembourg): Publications Office of the European Union. JRC55391"
- coasts under a high greenhouse gas emissions scenario. *Water (Switzerland)*, 11(12). "
- Della Bella A., Fantinato E., Scarton F., Buffa G., 2021 – Mediterranean developed coasts: what future for the foredune restoration? *Journal of Coastal Conservation*. 25 (5):49
- Fernandino, G., Elliff, C. I., Silva, I. R., 2018 – Ecosystem-based management of coastal zones in face of climate change impacts: Challenges and inequalities. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 215, pp. 32–39). Academic Press.
- Files L., Antinori F., Bizio E., Borgo A., Castelli S., Manzini A., Marotta L., Masin R., Mitri M.G., 2017. Pregio naturalistico del settore costiero antistante l'ex Ospedale al Mare (isola di Lido – Venezia). *Lavori Soc. Ven. Sc. Nat.* – vol. 42: 61 – 88.
- Fontana I., 2017 – Evoluzione morfologica del Lido di Venezia dagli anni '50 ad oggi e scenari futuri correlati all'innalzamento del livello del mare. Relatore Molinaroli E., Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica, Università Ca' Foscari, Venezia."
- ISPRA, 2009 – Repertorio nazionale degli interventi di ripristino. Azioni concertate per la salvaguardia del litorale veneto. 9b – Lidi di Venezia: Ca'Roman, Pellestrina, Alberoni.

- Karunaratna H., Brown J., Chatzirodou A., Dissanayake P., Wisse P., 2018 – Multi-timescale morphological modelling of a dune-fronted sandy beach. *Coastal Engineering*, 136, 161–171.
- Mediterranean sandy beaches. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 18(7), 1825–1847. "
- Methods and uncertainty treatment. In *Earth–Science Reviews* (Vol. 202). Elsevier B.V. "
- Mitri, M.G., A. Borgo, E. Antinori, S. Castelli, M. Scarpa, L. Bonotto & C. Cesarotto. 2019. Allarmante situazione del Fraterno *Charadrius alexandrinus* sul litorale veneziano: l'emblematico caso dell'area di San Nicolò nel SIC/ZPS "Lido di Venezia: biotopi litoranei". *Boll. Mus. St. Nat. di Venezia* 69: 148–54.
- Nordstrom K. F., Gamper U., Fontolan G., Bezzi A., Jackson N. L., 2009. Characteristics of coastal dune topography and vegetation in environments recently modified using beach fill and vegetation plantings, Veneto, Italy. *Environmental management*, 44(6), 1121–1135.
- Orlando, L., Ortega, L., & Defeo, O., 2019 – Multi-decadal variability in sandy beach area and the role of climate forcing. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 218, 197–203.
- Ranasinghe, R., 2016 – Assessing climate change impacts on open sandy coasts: A review. In *Earth–Science Reviews* (Vol. 160, pp. 320–332). Elsevier B.V.
- Ranasinghe, R., 2020 – On the need for a new generation of coastal change models for the 21st century. *Scientific Reports*, 10(1).
- Sanuy, M., Duo, E., Jäger, W. S., Ciavola, P., & Jiménez, J. A., 2018 – Linking source with consequences of coastal storm impacts for climate change and risk reduction scenarios for
- Scapini, F., Innocenti Degli, E., & Defeo, O., 2019 – Behavioral adaptations of sandy beach macrofauna in face of climate change impacts: A conceptual framework. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 225.
- Scarton F., Baldin M., 2017 – Monitoraggio ornitologico triennale in dune artificiali a San Nicolò del Lido (Venezia). *Bollettino del Museo di Storia Naturale di Venezia*, 68: 63–70.
- Schlacher T. A., Schoeman D. S., Dugan J., Lastra M., Jones A., Scapini F., McLachlan A., 2008 – Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts.
- Schoeman, D. S., Schlacher, T. A., Defeo, O., 2014 – Climate-change impacts on sandy-beach biota: Crossing a line in the sand. *Global Change Biology*, 20(8), 2383–2392.
- Thiéblemont, R., Le Cozannet, G., Toimil, A., Meyssignac, B., & Losada, I. J., 2019 – Likely and high-end impacts of regional sea-level rise on the shoreline change of European sandy
- Toimil, A., Camus, P., Losada, I. J., Le Cozannet, G., Nicholls, R. J., Idier, D., & Maspataud, A., 2020 – Climate change-driven coastal erosion modelling in temperate sandy beaches:
- Vousdoukas M. I., Ranasinghe R., Mentaschi L., Plomaritis T. A., Athanasiou P., Luijendijk, A., Feyen, L., 2020 – Sandy coastlines under threat of erosion. In *Nature Climate Change* (Vol. 10, Issue 3, pp. 260–263). Nature Research.

Allegati

ALLEGATO 1: FATTORI DI CRITICITÀ DA CAMBIAMENTI CLIMATICI – BOSCHI DI PIANURA E BOSCO DI CARPENEDO

ALLEGATO 2: FATTORI DI CRITICITÀ DA CAMBIAMENTI CLIMATICI– SITO LIDO DI VENEZIA E COSTE SABBIOSE

ALLEGATO 1: FATTORI DI CRITICITÀ DA CAMBIAMENTI CLIMATICI – BOSCHI DI PIANURA E BOSCO DI CARPENEDO

Problematica (esistente o possibile)	Tendenze in atto e fattori causali	Ruolo dei cambiamenti climatici *	Tempistiche temporali di sviluppo della problematica
		<i>*fattore causale principale, effetto collaterale di azioni antropiche o ruolo equivalente</i>	
Incendi	Aumento delle temperature, dell'aridità e di periodi di siccità più prolungati	Ruolo simultaneo di cambiamenti climatici e azioni antropiche di gestione delle aree boschive	Gli effetti si manifestano già nel breve periodo e tenderanno ad aumentare in futuro.
Colonizzazione specie alloctone	Molte specie alloctone hanno già colonizzato ambienti boschivi e riescono a proliferare grazie alle condizioni ambientali ideali, una gestione non sempre appropriata, spesso condizionate dai cambiamenti climatici in atto	Ruolo simultaneo dei cambiamenti climatici e delle azioni antropiche, queste ultime sono spesso la causa della diffusione di specie alloctone, che però riescono a colonizzare nuove aree e a proliferare con successo grazie alle condizioni ambientali. Queste in mutamento a causa dei cambiamenti climatici, tendono a favorire il successo delle specie aliene più adatte alle nuove condizioni climatiche.	Problematica già in atto, andrà probabilmente aumentando sempre più nel tempo a causa della variazione delle caratteristiche climatiche che tenderanno a favorire molte specie alloctone, che nel tempo andranno probabilmente sempre più a sostituire le specie autoctone
Riduzione/scomparsa specie autoctone	Diverse specie sono scomparse o sono fortemente diminuite negli ultimi decenni, a causa principalmente della perdita di habitat adatti, all'incapacità di adattarsi alle condizioni climatiche in mutamento e al proliferare di specie alloctone, spesso più competitive e meglio adattate alle nuove condizioni ambientali	Ruolo simultaneo dei cambiamenti climatici e delle azioni antropiche, queste ultime spesso sono la causa della diffusione di specie alloctone invasive, che in molti casi trovano le condizioni adatte per colonizzare le aree in cui sono state introdotte, volontariamente o accidentalmente, grazie ai mutamenti climatici che favoriscono la sostituzione di specie autoctone con specie invasive, che trovano condizioni più favorevoli al loro proliferare. La riduzione e perdita di habitat ideali alle specie autoctone è altresì imputabile sia al cambiamento delle condizioni climatiche, come temperatura, disponibilità d'acqua ecc., che alle azioni antropiche per l'uso del territorio e delle risorse naturali.	Problematica già in atto, andrà probabilmente aumentando sempre più nel tempo a causa della variazione delle caratteristiche climatiche che tenderanno a sfavorire molte specie autoctone che non troveranno più le condizioni a loro favorevoli
Abbassamento falda idrica	Abbassamento in atto a causa della crescente aridità e del sovrasfruttamento della risorsa idrica	Ruolo simultaneo di cambiamenti climatici e azioni antropiche di sfruttamento della risorsa idrica	Gli effetti si manifestano già nel breve periodo e tenderanno ad aumentare in futuro, sarebbe utile l'installazione di piezometri

Problematica (esistente o possibile)	Tendenze in atto e fattori causali	Ruolo dei cambiamenti climatici *	Tempistiche temporali di sviluppo della problematica
Perdita di microhabitat (semplificazione ecologica)	Riduzione degli ambienti igrofili (pozze, accumuli)	Ruolo simultaneo di cambiamenti climatici e azioni antropiche di gestione delle aree boschive	Gli effetti si manifestano già nel breve periodo e tenderanno ad aumentare in futuro, sarebbe utile l'installazione di piezometri
Perdita di resilienza del sistema bosco	La perdita di specie comporta la diminuzione di specie complementari che compiono funzioni uguali o simili all'interno del sistema bosco, di conseguenza diminuisce la resilienza del sistema, che diventa più vulnerabile alle minacce e agli eventi stocastici	Ruolo simultaneo di cambiamenti climatici e azioni antropiche di gestione delle aree boschive	Gli effetti si manifestano già nel breve periodo e tenderanno ad aumentare in futuro.
Perdita di funzionalità e di servizi ecosistemici	La diminuzione di specie autoctone e di resilienza del sistema bosco possono causare la perdita di funzionalità se tutte le specie che possiedono un ruolo complementare rispetto a una determinata funzione dovessero sparire, di conseguenza si perderebbero anche gli annessi servizi ecosistemici. Tuttavia, in alcuni casi, le specie alloctone potrebbero essere in grado di sostituirsi alle specie autoctone compiendo le stesse funzioni	Ruolo simultaneo di cambiamenti climatici e azioni antropiche di gestione delle aree boschive	Gli effetti si manifestano già nel breve periodo e tenderanno ad aumentare in futuro.
Diminuzione o interruzione dei flussi genetici e di massa con altri ambienti boschivi	Problematica causata dalla frammentazione e dall'aumento dell'isolamento tra boschi relitti	Ruolo principale delle azioni antropiche di deforestazione, gestione del paesaggio e dei corridoi ecologici, i cambiamenti climatici possono però amplificare questa problematica	Problematica già fortemente esistente, rischia di peggiorare già nel breve periodo in assenza di una corretta gestione dei corridoi ecologici

ALLEGATO 2: FATTORI DI CRITICITÀ DA CAMBIAMENTI CLIMATICI– SITO LIDO DI VENEZIA E COSTE SABBIOSE

Problematica (esistente o possibile)	Tendenze in atto e fattori causali	Ruolo dei cambiamenti climatici *	Tempistiche temporali di sviluppo della problematica
		<i>*fattore causale principale, effetto collaterale di azioni antropiche o ruolo equivalente</i>	
Erosione/arretramento delle coste	Gran parte dei litorali sono in erosione a causa dell'innalzamento del livello del mare e quindi della regressione della linea di costa, a cui si aggiunge una scorretta gestione antropica delle spiagge e il danneggiamento di strutture di protezione naturale come le dune costiere	Ruolo simultaneo di cambiamenti climatici e azioni antropiche di gestione dei litorali	Trend locali molto variabili e legati anche ai diversi scenari di emissioni future, gli effetti si manifestano già nel breve periodo e tenderanno ad aumentare in futuro
Inondazioni ed eventi metereologici estremi	Aumento dei fenomeni estremi che provocano erosione costiera, sono causati principalmente dall'innalzamento del livello del mare	I cambiamenti climatici sono il fattore causale principale di questi eventi, le azioni antropiche hanno però un ruolo fondamentale per quanto riguarda i danni provocati da questi eventi, che aumentano in caso di cattiva gestione dei litorali	Gli effetti si manifestano già nel breve periodo e tenderanno ad aumentare in futuro
Variazione del moto ondoso e della frequenza di onde estreme	Variazione della corrente di lungocosta e maggiore probabilità che si verifichino onde estreme, con conseguente aumento dell'erosione costiera	I cambiamenti climatici sono il fattore causale principale	L'aumento di eventi estremi nel tempo dovrebbe accentuare sempre più questa problematica in futuro
Cambiamento degli apporti fluviali nei litorali	Diminuzione dell'apporto fluviale (nell'area europea), causata dall'aumento dell'evapotraspirazione dovuto all'aumento delle temperature, con conseguente arretramento delle coste per mancanza di sedimenti	Ruolo simultaneo dei cambiamenti climatici e delle azioni antropiche che modificano gli assetti fluviali sfruttando la risorsa idrica	Fattore di difficile valutazione
Innalzamento del livello del mare	Il livello medio globale del mare sta aumentando dall'inizio del ventesimo secolo, principalmente a causa dell'aumento delle temperature medie globali e di conseguenza allo scioglimento dei ghiacci, che provoca anche la diminuzione dell'effetto albedo, che a sua volta amplifica l'aumento delle temperature. Altri fattori causali dell'aumento del livello del mare sono rappresentati dai fenomeni della subsidenza e dell'eustatismo, che possono avvenire sia in maniera naturale, legati alla geodinamica e tettonica terrestre, sia come conseguenza di azioni antropiche, quali l'estrazione di fluidi e solidi nelle aree litoranee, che la presenza di carichi artificiali, esercitati ad esempio dalle strutture del MO.S.E.	I cambiamenti climatici sono il fattore causale principale, possono però incidere anche i fenomeni della subsidenza e dell'eustatismo, che possono avvenire sia in maniera naturale, legati alla geodinamica e tettonica terrestre, sia come conseguenza di azioni antropiche, quali l'estrazione di fluidi e solidi nelle aree litoranee, che la presenza di carichi artificiali, esercitati ad esempio dalle strutture del MO.S.E.	Nel VI rapporto IPCC è riportato che il tasso medio globale di innalzamento del livello del mare è cresciuto da 1,35 mm/anno durante il periodo 1901-1990 a 3,25 mm/anno durante il periodo 1993-2018, ed è estremamente probabile che continuerà ad aumentare in futuro

Problematica (esistente o possibile)	Tendenze in atto e fattori causali	Ruolo dei cambiamenti climatici *	Tempistiche temporali di sviluppo della problematica
Acidificazione delle acque	Il pH medio degli oceani è diminuito di 0,1 rispetto all'età preindustriale, a causa dell'aumento dell'assorbimento di anidride carbonica atmosferica da parte delle acque	I cambiamenti climatici sono il fattore causale principale	Al 2100 è prevista una decrescita del pH di 0,3-0,4 unità
Riduzione della superficie delle dune	Negli ultimi decenni si è ridotta l'estensione di una gran quantità di dune costiere, a causa principalmente della scorretta gestione delle spiagge, sfruttate per lo più a fini turistici piuttosto che di conservazione naturalistica o di funzionalità (es. effetto protettivo delle dune dalle mareggiate)	Le azioni antropiche sono le principali responsabili della perdita di dune costiere, tuttavia eventi estremi sempre più intensi e frequenti, legati ai cambiamenti climatici, possono contribuire a peggiorare la situazione di degrado dei sistemi dunali già ampiamente diffusa nei litorali	L'aumento di eventi estremi nel tempo dovrebbe accentuare sempre più questa problematica in futuro
Colonizzazione e proliferazione di specie alloctone	Molte specie alloctone hanno già colonizzato i litorali (<i>Oenothera stucchii</i> , <i>Amorpha fruticosa</i> , <i>Spartina juncea</i> , <i>Rosa rugosa</i>) e riescono a proliferare grazie alle condizioni ambientali ideali che trovano, spesso favorite dai cambiamenti climatici in atto	Ruolo simultaneo dei cambiamenti climatici e delle azioni antropiche, queste ultime sono spesso la causa della diffusione di specie alloctone, che però riescono a colonizzare nuove aree e a proliferare con successo grazie alle condizioni ambientali, che in mutamento a causa dei cambiamenti climatici, tendono a favorire il successo delle specie aliene più adatte alle nuove condizioni climatiche	Problematica già in atto, andrà probabilmente aumentando sempre più nel tempo a causa della variazione delle caratteristiche climatiche che tenderanno a favorire molte specie alloctone, che nel tempo andranno probabilmente sempre più a sostituire le specie autoctone
Eventi di mortalità di massa di specie autoctone	Negli ultimi decenni sono stati documentati diversi casi nei litorali di tutto il mondo, la causa principale è l'aumento della temperatura, che in alcuni periodi raggiunge dei picchi anomali	I cambiamenti climatici sono il fattore causale principale	Vari casi già documentati nel mondo, con l'aumento delle temperature è prevedibile si verificheranno sempre più frequentemente e sempre in più località
Riduzione o scomparsa di specie autoctone	Diverse specie sono scomparse o sono fortemente diminuite negli ultimi decenni, a causa principalmente della perdita di habitat adatti, all'incapacità di adattarsi alle condizioni climatiche in mutamento e al proliferare di specie alloctone, spesso più competitive e meglio adattate alle nuove condizioni ambientali	Ruolo simultaneo dei cambiamenti climatici e delle azioni antropiche, queste ultime spesso sono la causa della diffusione di specie alloctone invasive, che in molti casi trovano le condizioni adatte per colonizzare le aree in cui sono state introdotte, volontariamente o accidentalmente, grazie ai mutamenti climatici che favoriscono la sostituzione di specie autoctone con specie invasive, che trovano condizioni più favorevoli al loro proliferare. La riduzione e perdita di habitat ideali alle specie autoctone è altresì imputabile sia al cambiamento delle condizioni climatiche, come temperatura, disponibilità d'acqua ecc., che alle azioni antropiche per l'uso del territorio e delle risorse naturali	Problematica già in atto, andrà probabilmente aumentando sempre più nel tempo a causa della variazione delle caratteristiche climatiche che tenderanno a sfavorire molte specie autoctone che non troveranno più le condizioni a loro favorevoli