

COLLABORAZIONE TRA UNIVERSITÀ DEGLI STUDI
DI PARMA, UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI FERRARA,
UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI TORINO E AUTORITÀ
DISTRETTUALE DEL FIUME PO

ORIGINE E DINAMICA DEI CARICHI
INQUINANTI VEICOLATI DAL BACINO DEL
FIUME PO E DAGLI ALTRI BACINI CHE
SFOCIANO NEL MARE ADRIATICO

RELAZIONE FINALE

31 marzo 2023



Autorità di Bacino
Distrettuale del Fiume Po



Coordinamento del Progetto – Dott. Daniele Nizzoli

Partecipanti alla Ricerca

Dipartimento di Scienze Chimiche, della Vita e della Sostenibilità Ambientale–
Università degli Studi di Parma

Dott. **Daniele Nizzoli**
Prof. **Pierluigi Viaroli**
Dott.ssa **Mariachiara Naldi**
Dott. **Edoardo Cavallini**

Dipartimento di Scienze dell’Ambiente e della Prevenzione – Università degli Studi
di Ferrara

Prof. **Giuseppe Castaldelli**
Dott.ssa **Elisa Soana**
Dott.ssa **Maria Pia Gervasio**

Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi - Università degli Studi di
Torino

Prof.ssa **Francesca Bona**
Prof. **Stefano Fenoglio**
Dott.ssa **Elisa Falasco**
Dott.ssa **Valentina La Morgia**
Dott.ssa **Marta Zoppi**
Dott. **Alberto Doretto**
Dott.ssa **Laura Gruppuso**

Autorità di Bacino distrettuale del fiume Po
Dott.ssa **Fernanda Moroni**
Dott.ssa **Elena Barbieri**
Dott. **Alessandro Scibona**

SOMMARIO

SINTESI DEI PRINCIPALI RISULTATI OTTENUTI	7
PREMESSA	14
SINTESI DEI PRINCIPALI PROCESSI CHE CONDUCONO A FENOMENI DI EUTROFIZZAZIONE	14
OBIETTIVI DELL'ACCORDO DI COLLABORAZIONE	17
DESCRIZIONE PARTICOLAREGGIATA DEL PIANO DI LAVORO E DEI RISULTATI	19
QUANTIFICAZIONE DELLE PRESSIONI ANTROPICHE NEI BACINI IDROGRAFICI DEL DISTRETTO DEL PO.....	20
<i>Obiettivi</i>	20
<i>Approccio metodologico</i>	20
Input netto di azoto e fosforo nei bacini idrografici dovuto all'attività antropica	20
Surplus di azoto e fosforo nel suolo agricolo	22
Quantificazione del carico di origine civile.....	24
<i>Risultati</i>	24
Agricoltura, zootecnia e popolazione umana.....	24
Carichi di azoto e fosforo associati alla struttura e al funzionamento del comparto agro-alimentare.....	30
Carico puntiforme generato dal comparto civile ed esportato dagli impianti di depurazione	37
FORMAZIONE E TRASPORTO DEI CARICHI IN SEZIONI FLUVIALI CRITICHE	45
<i>Obiettivi</i>	45
<i>Recupero dei dati necessari e approccio metodologico al calcolo dei carichi</i>	45
<i>Risultati</i>	45
Variazione spaziale delle concentrazioni di azoto e fosforo nel distretto del Po	45
Variazione spaziale dei carichi di azoto e fosforo nel distretto del Po	52
<i>Variazione temporale dei carichi in sottobacini campione</i>	61
<i>Analisi delle relazioni tra pressioni antropiche e carichi veicolati</i>	64
Relazioni con il carico di azoto	70
Relazioni con il carico di fosforo.....	74
BACINI DI BONIFICA DELTIZI DEL DISTRETTO IDROGRAFICO DEL FIUME PO: CARICHI DI AZOTO GENERATI, ESPORTATI E SCENARI DI CONTENIMENTO TRAMITE PRATICHE DI GESTIONE CONSERVATIVA DELLA VEGETAZIONE ACQUATICA.....	78
<i>Bilancio integrato suolo-acque: esempio di applicazione nel bacino del Burana-Po di Volano-Canale Navigabile per indagare il destino del surplus azotato</i>	79
<i>Nature-based solutions per il contenimento dei carichi di azoto nel reticolo idrografico secondario: sintesi delle conoscenze disponibili per i territori di pianura del distretto del Po</i>	85
<i>Esempi di applicazione della fitodepurazione nei canali come strategia di controllo dei carichi diffusi</i>	92
<i>Quantificazione su base modellistica dei carichi esportati dal bacino del Fissero-Tartaro-Canalbianco e scenari di mitigazione</i>	100
ANALISI DELLA RELAZIONE TRA PRESSIONI ANTROPICHE E STATO DI QUALITÀ BIOLOGICA DEI CORPI IDRICI.....	104
<i>Analisi esplorativa dei dati di qualità delle acque</i>	104
<i>Analisi delle relazioni tra fattori di pressione ed elementi di qualità biologica relativi alla comunità diatomica</i>	106
Analisi esplorativa dei dati dell'indice diatomico ICM _i	106
Analisi di regressione tra indici relativi all'EQB diatomee e concentrazione di nutrienti.....	108
Modello di regressione per il fosforo totale.....	109
Applicazione del modello di regressione alla concentrazione di azoto nitrico	113
Rapporto tra azoto e fosforo nei dati analizzati	117
<i>Caratterizzazione della comunità di diatomee rispetto ai macrotipi e allo stato ecologico</i>	119
Composizione tassonomica.....	119
Analisi dei gruppi funzionali delle diatomee (guild ecologiche)	120
Variabili ambientali e comunità diatomiche	125
<i>Analisi delle relazioni tra fattori di pressione ed elementi di qualità biologica relativi alla comunità dei macroinvertebrati</i>	132
Analisi esplorativa dei dati dell'indice STAR_ICMi relativo alla comunità macrobentonica.....	132
Analisi di regressione tra indici relativi all'EQB macroinvertebrati bentonici e concentrazione di nutrienti	134
Modello di regressione per il fosforo totale.....	134
Modello di regressione per l'azoto nitrico	137

Caratterizzazione della comunità di macroinvertebrati bentonici rispetto ai macrotipi e allo stato ecologico	141
Considerazioni conclusive	144
PROPOSTE PER UNA STIMA DEI CARICHI OBIETTIVO DI AZOTO E FOSFORO	147
<i>Obiettivi</i>	147
<i>Approccio metodologico</i>	147
Soglie dell'indice LIMeco.....	147
Indici ICEP.....	149
<i>Risultati</i>	151
Soglie dell'indice LIMeco.....	151
Indici ICEP.....	154
PROPOSTA DI UN PIANO DI ATTIVITÀ PER IL MONITORAGGIO QUANTITATIVO DEI CARICHI E LA VALUTAZIONE DELLO STATO ECOLOGICO DEI SISTEMI FLUVIALI	158
RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI.....	166

PRINCIPALI ABBREVIAZIONI E SIMBOLI USATI NEL TESTO

EC:	conducibilità elettrica
SST:	solidi sospesi totali
SRP:	fosforo reattivo solubile
DOP:	fosforo organico disciolto
TDP:	fosforo totale disciolto
PP:	fosforo particellato
TP:	fosforo totale
N-NH ₄ :	azoto ammoniacale
N-NO ₃ :	azoto nitrico
N-NO ₂ :	azoto nitroso
DIN:	N-NH ₄ + N-NO ₃ + N-NO ₂
DON:	azoto organico disciolto
TDN:	azoto totale disciolto
PN:	azoto particellato
TN:	azoto totale
DSi:	silice disciolta
BSi:	silice particellata biogenica
TSi:	DSi + BSi
Chl-a:	Clorofilla a fitoplanctonica
NANI:	Net Anthropogenic Nitrogen Input
NAPI:	Net Anthropogenic Phosphorus Input
SAU:	Superficie Agricola Utilizzata
UBA:	Unità di Bovino Adulto
EQB:	Elementi di Qualità Biologica
ICMi:	Intercalibration Common Metric
LIMEco:	Livello di Inquinamento da macrodescrittori per lo stato ecologico
ICEP:	Indicator of Coastal Eutrophication Potential
GAM:	Generalized Additive Model
AIC:	Criterio di informazione di Akaike
BIC:	Criterio di informazione Bayesiano
PCOA:	Analisi delle Coordinate Principali
ADD:	Adda
AGO:	Agogna
ARD-ONG:	Arda – Ongina
P-AST:	Asta Po
BUR-VOL:	Burana - Po di Volano
CHI:	Chiavenna
CRO:	Crostolo
P-DEL:	Delta del Po
D-BAL:	Dora Baltea
D-RIP:	Dora Riparia
ENZ:	Enza
FIS-TAR:	Fissero - Tartaro – Canal Bianco
LAM-OLO:	Lambro - Olona
UNI-LAM:	Lamone - Rubicone

MAI:	Maira
MAL:	Malone
NUR:	Nure
OGL:	Oglio
ORC:	Orco
PAN:	Panaro
PAR:	Parma
PEL-CHIS:	Pellice – Chisone
P-PIE:	Po Piemontese
REN:	Reno
SAN-CHI:	Sangone - Chisola – Lemina
SAR-MIN:	Sarca – Mincio
SCR:	Scrvia
SEC:	Secchia
SES:	Sesia
STAF-TID:	Staffora - Luria - Versa – Coppa
STU-L:	Stura di Lanzo
TAN:	Tanaro
TAR:	Taro
TER-N:	Terdoppio Novarese
TIC:	Ticino
TOC:	Toce
TRE:	Trebbia
USO-MAR-CON:	Uso - Marecchia – Tavollo
VAR:	Varaita
CRI:	Crissolo
VIL:	Villafranca
CAR:	Carignano
TOR:	Torino
CAST-T:	Castiglione Torinese
S-SEB:	San Sebastiano
CRES:	Crescentino
CASAL-M:	Casale Monferrato
VAL:	Valenza
ISO-S:	Isola S. Antonio
SPE:	Spessa
PIA:	Piacenza
CREM:	Cremona
BOR:	Boretto
B-FOR:	Borgoforte
SER:	Sermide
FIC:	Ficarolo
PON:	Pontelagoscuro

SINTESI DEI PRINCIPALI RISULTATI OTTENUTI

Il presente capitolo riporta una sintesi dei principali risultati ottenuti dalle ricerche condotte nel corso della collaborazione tra Autorità di Bacino distrettuale del fiume Po e i Dipartimenti di Scienze Chimiche, della Vita e della Sostenibilità Ambientale dell'Università degli Studi di Parma, di Scienze dell'Ambiente e della Prevenzione dell'Università degli Studi di Ferrara e di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi dell'Università degli Studi di Torino. La collaborazione ha avuto gli obiettivi di aggiornare il quadro conoscitivo relativo alle pressioni antropiche diffuse e puntuali che generano carichi di azoto e fosforo, quantificare i carichi esportati dai principali sottobacini, analizzare le relazioni tra elementi di qualità biologica e pressioni e comprendere come alcune componenti del reticolo idrografico, quali ad esempio le reti di canali artificiali, possono contribuire a mitigare i carichi generati prevenendone l'export.

Nel corso di questa collaborazione sono state raccolte e aggiornate le informazioni relative all'entità e alla distribuzione dei determinanti nell'intero distretto idrografico del fiume Po (es. densità zootecniche, estensione delle superfici agricole e loro ripartizione colturale, impianti di depurazione) e sono stati raccolti e sistematizzati i dati relativi ai macrodescrittori fisico-chimici e agli elementi di qualità biologica dei corpi idrici fluviali, acquisiti dai monitoraggi effettuati nel distretto secondo quanto previsto dal D.lgs. 152/06 e ss.mm.ii. Queste attività hanno permesso di creare un dataset omogeneo che, con riferimento ai macrodescrittori fisico-chimici e agli elementi di qualità biologica, copre un periodo di quasi 20 anni di osservazioni e rappresenta una base dati di notevole importanza per la valutazione dell'evoluzione futura del distretto.

Nella maggior parte dei sottobacini idrografici del distretto del Po la gestione antropica ha alterato i processi di accumulo e trasporto di azoto e fosforo. I bilanci di massa evidenziano che l'attività antropica genera carichi potenziali di N e P (rispettivamente NANI e NAPI) pari a 669 kt N anno⁻¹ e 112 kt P anno⁻¹ che corrispondono ad un carico areale medio di 8079 kg N km⁻² anno⁻¹ e di 1347 kg P km² anno⁻¹. L'utilizzo dei fertilizzanti sintetici e l'import di mangimi per alimentare gli animali allevati sono i fattori più importanti che concorrono alla formazione dei carichi totali di azoto (73%) e di fosforo (77%). A fronte di questi flussi in ingresso circa il 46% del NANI e il 65% del NAPI sono convertiti in reflui zootecnici. I risultati

dell'analisi esplorativa sui determinanti antropici, all'interno del distretto, hanno evidenziato la tendenza dei bacini idrografici a raggrupparsi secondo determinanti comuni in gruppi diversi tra di loro. Questo si traduce in una differenza sostanziale nelle pressioni medie nei sottobacini che tendono a distribuirsi in maniera disomogenea, con valori compresi tra 1343-19334 (mediano = 7891) kg N km⁻² anno⁻¹ e 102-3719 (mediano = 1072) kg P km⁻² anno⁻¹.

I bilanci degli elementi nutritivi a livello di suolo agricolo sono degli indicatori agro-ecologici che costituiscono rappresentazioni di facile interpretazione dell'impatto ambientale delle attività agro-zootecniche, consentendo confronti nel tempo e nello spazio tra diversi sistemi colturali. L'intensificazione dell'agricoltura e il progressivo disaccoppiamento dalla zootecnia determinano una bassa efficienza nell'uso dei nutrienti nel comparto agricolo, ovvero delle quote di azoto e fosforo asportate dalle colture, pari al 53% per l'azoto e al 36% per il fosforo. Il surplus che ne deriva, pari in media nel distretto a 102 kg N ha⁻¹ anno⁻¹ (334 kt anno⁻¹) e 22 kg P ha⁻¹ anno⁻¹ (75 kt anno⁻¹), rappresenta una misura della quantità dei nutrienti ancora potenzialmente disponibili al termine dell'annata agraria e indirettamente costituisce un indicatore di significatività delle pressioni diffuse sulle acque superficiali e sotterranee quindi del potenziale rischio di inquinamento. Per confronto, l'ammontare di azoto e fosforo generato dal comparto civile è risultato pari a 123 kt N anno⁻¹ e a 12 kt P anno⁻¹, di cui circa 27 kt N anno⁻¹ e 2.8 kt P anno⁻¹ sono effettivamente sversati dagli impianti di depurazione. Il carico puntiforme costituisce in media rispettivamente l'8% e il 5% della somma di surplus e carico puntiforme. Il tipo di calcolo effettuato tuttavia assume che il contributo dovuto alle sorgenti puntiformi sia riconducibile esclusivamente allo scarico del depuratore e non tiene in considerazione quello che in periodi di intense precipitazioni potrebbe bypassare gli impianti di trattamento attraverso gli sfioratori di piena. Inoltre, condizioni eterogenee in termini di pratiche di fertilizzazione (tipo di fertilizzante e dosaggio, modalità e tempi di applicazione, etc.), processi idrologici e tipo di suolo rendono i processi di generazione, trasformazione e trasporto dei carichi diffusi altamente sito-specifici.

Oltre un decennio di ricerche condotte nel bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile, porzione deltizia del bacino del Po, hanno consentito una quantificazione accurata del bilancio dell'azoto lungo il continuum suolo-acque interne-mare, discriminando i differenti percorsi di perdita (denitrificazione e volatilizzazione di ammoniacca) e l'accumulo nei suoli

agricoli e nelle falde. Tessitura fine dei suoli, bassa conducibilità idraulica, territorio pianeggiante e falde acquifere poco profonde, sono tutte caratteristiche che, in occasione di piogge intense, determinano l'instaurarsi di condizioni di saturazione idrica con conseguente carenza di ossigeno, favorendo la dissipazione del nitrato in eccesso tramite denitrificazione batterica. Questo risultato dimostra che in climi temperati umidi, la denitrificazione nei suoli può rappresentare un importante sink di azoto in bacini agricoli soggetti ad elevate fertilizzazioni sintetiche e con suoli a tessitura fine. Parallelamente emerge che non valutare l'incidenza della denitrificazione può determinare una sovrastima dell'entità del surplus azotato quando viene calcolato tramite bilanci di massa a livello del suolo agricolo. A questo riguardo, considerando che una quota dell'azoto che rimane sul campo può andare incontro a denitrificazione batterica o a volatilizzazione, il surplus di azoto nel distretto potrebbe essere inferiore e pari a 251 kt anno^{-1} ($77 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$). Si tratta tuttavia di una stima in quanto mancano misure puntuali che consentano di quantificare il contributo della denitrificazione nel suolo nel contesto dei bilanci azotati di aree diverse dai bacini agricoli delti.

L'alterazione delle dinamiche di N e P si traduce in un aumento dei flussi verso gli ecosistemi acquatici con conseguente peggioramento dello stato ecologico e un aumento dei carichi veicolati verso gli ecosistemi a valle. Le concentrazioni di fosforo e azoto nei corpi idrici fluviali sono risultate eterogenee e mediamente più elevate nella idro-ecoregione Pianura Padana coerentemente con la distribuzione delle pressioni. In questa regione, il valore mediano dei macrodescrittori chimici relativo al periodo 2016-2019, indica che circa il 58% delle stazioni campionate non raggiungeva lo stato buono. Analogamente, l'indice normativo italiano per le diatomee ICMI presenta valori critici (stato ecologico non buono) in circa il 75% dei campioni del macrotipo centrale, mentre per gli altri macrotipi i siti non conformi rispetto agli obiettivi della direttiva quadro sono una minoranza. Per i macrotipi mediterranei è auspicabile una revisione dei valori di riferimento, come avvenuto per altri macrotipi, perché attualmente tendono a sovrastimare lo stato ecologico. L'indice STAR_ICM relativo ai macroinvertebrati ha evidenziato valori critici (inferiore al Buono) in circa il 75% dei fiumi del macrotipo centrale e mediterraneo temporaneo M5, e in circa la metà dei siti appartenenti ai macrotipi A1, M2 e M4. La situazione appare soddisfacente per A2 e M1, con percentuali di stato superiore a Buono pari rispettivamente a 86% e 73%.

L'analisi delle relazioni tra pressioni e risposta degli EQB diatomee e macroinvertebrati ha evidenziato che le soglie tra stato Buono/Non Buono stimate dai modelli di regressione di entrambi gli EQB, sono sensibilmente inferiori a quella del LIMeco (pari a $100 \mu\text{g l}^{-1}$) per il fosforo totale. Esse, infatti, con alcune differenze tra i macrotipi, sono pari a circa la metà della soglia LIMeco, che appare quindi troppo elevata per poter garantire lo stato ecologico perlomeno "buono" nei corpi idrici. Per l'azoto nitrico si evidenziano maggiori differenze tra i macrotipi, con valori complessivamente compresi tra 0.572 e 2.216 mg l^{-1} nel modello diatomee e valori mediamente più severi per i macroinvertebrati. L'analisi delle preferenze trofiche dei taxa diatomici di maggior interesse per la loro abbondanza, occorrenza, sensibilità, recente comparsa o di ecologia poco nota hanno consentito di "classificare" le specie in base alla concentrazione di azoto e fosforo ottimale per il loro accrescimento e il loro range di tolleranza (cioè l'intervallo di concentrazione entro cui la specie ha maggiori probabilità di sopravvivere). Questi risultati costituiscono una base conoscitiva che potrà essere utilizzata per futuri approfondimenti relativi all'individuazione di specie indicatrici del livello trofico dei fiumi.

Il carico di azoto totale veicolato in Adriatico dal Distretto del fiume Po nel periodo 2016-2019 è risultato pari a 121 kt anno^{-1} mentre quello di fosforo è risultato pari a 6.4 kt anno^{-1} che rappresentano complessivamente il 18% e il 6% del carico generato. Il fiume Po contribuisce per l'89% del carico di azoto, costituito per circa l'80% da forme inorganiche disciolte, e per il 93% di quello del fosforo, costituito per il 42% da forme reattive. Nel bacino del fiume Po, i carichi di N e P veicolati dai suoi tributari sono risultati eterogenei. I bacini in sinistra idrografica concorrono per l'82% alla formazione del carico di azoto mentre quelli in destra per il 18%. La sintesi effettuata in questo studio nelle stazioni di chiusura dei principali sottobacini idrografici evidenzia che Oglio, Adda e Ticino in sinistra e Tanaro, Taro e Secchia in destra idrografica generano il 61% ed il 56% del carico di azoto totale nei rispettivi versanti. Lambro, Adda e Oglio in sinistra idrografica e Parma, Secchia e Panaro in destra idrografica generano rispettivamente il 74% e il 54% del carico di fosforo totale. Si sottolinea che queste stime devono essere considerate con cautela, in quanto risentono in modo marcato della frequenza di campionamento. Il numero e la frequenza temporale dei campionamenti sono infatti un requisito fondamentale per avere misure dei carichi che possano incorporare la variabilità idrologica e chimica del sistema fluviale. A causa di differenze nella disponibilità dei dati di portata il carico veicolato è stato inoltre

calcolato su intervalli temporali disomogenei e in alcuni casi si è dovuto far riferimento a dati di un solo anno. Le cause principali sono riconducibili a sistemi di monitoraggio non progettati per questo scopo e a dati di portata frammentari. In questo quadro devono essere interpretati i risultati dell'analisi delle variazioni temporali dei carichi di N e P effettuata su 6 sottobacini campione con riferimento al periodo 2000-2019. Questa analisi ha evidenziato una tendenza alla diminuzione dei carichi di azoto e fosforo nel fiume Lambro mentre negli altri sottobacini sono presenti forti fluttuazioni interannuali. Allo stato attuale, in assenza di un dataset temporale più ampio, risulta difficile valutare se queste fluttuazioni siano variazioni cicliche, legate ad esempio a variazioni idrologiche, o siano parte di una tendenza di lungo periodo di riduzione o aumento del carico.

Sia la Direttiva Quadro Acque che la Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino richiedono il raggiungimento del buono stato ecologico dei corpi idrici costieri e delle acque marine, che presuppone, tra l'altro, la riduzione al minimo dell'eutrofizzazione culturale attraverso la diminuzione dei carichi fluviali di azoto e fosforo. Dal momento che il fiume Po costituisce il principale apporto fluviale nell'Adriatico settentrionale, è importante stimare quale potrebbe essere un carico medio annuale ammissibile di azoto e fosforo, in modo da raggiungere uno stato ecologico buono per le acque marino-costiere. I metodi proposti per stimare tale carico si basano sull'indice LIMeco e sull'Indice ICEP – Indicator for Coastal Eutrophication Potential, ovvero indicatore del potenziale di eutrofizzazione costiera. La stima basata sull'indice LIMeco considera che il raggiungimento dello stato ecologico buono, per le acque fluviali, si possa ottenere mantenendo le concentrazioni di azoto e fosforo vicino o al di sotto della soglia che separa la classe "buono" da quella "sufficiente" dell'indice LIMeco: se l'obiettivo di qualità dell'acqua viene raggiunto, tali concentrazioni, moltiplicate per la portata media annua del fiume alla chiusura di bacino, consentono di calcolare un carico obiettivo annuale di fosforo totale e azoto inorganico. L'indice ICEP si basa sulla considerazione che l'eutrofizzazione costiera sia dovuta non solo all'eccesso di nutrienti, ma a rapporti stechiometrici non bilanciati tra azoto, fosforo e silicio (N, P e Si) rispetto alle esigenze di crescita ottimali delle diatomee. Dal momento che valori di ICEP vicini a zero indicano un sostanziale equilibrio tra i nutrienti, è possibile utilizzare questo concetto per stimare un carico obiettivo di azoto e fosforo totali in equilibrio stechiometrico con il carico di silicio. Il carico obiettivo di fosforo totale stimato con la soglia LIMeco e l'indice ICEP è compreso tra 3000 e 5000 t anno⁻¹, con buon accordo tra i due

metodi di stima. Tale carico è inferiore a quello calcolato per il periodo 2016-2019 a Pontelagoscuro, che dovrebbe essere ridotto in media del 25% per raggiungere il carico obiettivo. Il carico obiettivo di azoto calcolato con la soglia LIMeco (38000 – 62000 t anno⁻¹) è molto maggiore di quello calcolato con l'indice ICEP (23000 – 35000 t anno⁻¹), poiché i due metodi si basano su diversi rapporti stechiometrici tra azoto e fosforo (ICEP = 16, LIMeco = 27.9). Entrambe le stime sono, tuttavia, largamente inferiori al carico transitato a Pontelagoscuro nel periodo 2016-2019, che necessita in media di una riduzione di circa il 40% per raggiungere il carico obiettivo più alto.

La quota di NANI e NAPI esportata dai diversi corsi d'acqua è in media il 18% del carico in ingresso di azoto e il 6% di quello del fosforo. Questo dato rappresenta la sintesi di due fattori: la quantità di N e P generati nel bacino e la capacità del bacino di trattenere e metabolizzare i carichi. L'esatta natura dei processi di ritenzione e/o dissipazione che rappresentano una potenziale leva gestionale per ridurre il rischio di contaminazione delle acque sono ancora poco conosciuti, ma possono essere ricondotti alla distribuzione e all'intensità delle precipitazioni, al runoff, alla struttura del reticolo idrografico, nonché al mantenimento di componenti naturali dei sistemi fluviali che possono abbattere e ridurre i carichi eutrofizzanti (es. zone umide, vegetazione nel reticolo secondario).

Le relazioni tra pressioni e carichi di N e P effettivamente esportati dai bacini fluviali presentano ancora margini di incertezza e molti aspetti devono ancora essere chiariti. Complessivamente le componenti del NANI rappresentano la quasi totalità della variabilità nei carichi di azoto (63%) e le caratteristiche idro-ambientali il 9.0% della variabilità, mentre le componenti del NAPI contribuiscono per il 23%, e le variabili idro-ambientali per il 19%. L'entità dei carichi dipende quindi anche dalla componente idrologica, in quanto essi dipendono dai volumi di acqua transitati; le variazioni inter-annuali possono dunque essere significative in relazione all'intensità e alla distribuzione delle precipitazioni. Di conseguenza, è rilevante comprendere il ruolo delle variazioni idrologiche del regime fluviale sia come entità che durata e frequenza degli eventi estremi, che possono avere come conseguenza anche effetti sulla disponibilità relativa dei nutrienti, con ripercussioni a cascata sugli ecosistemi di transizione e marini costieri adiacenti che non sono state qui considerate a causa della mancanza di dati.

La rete dei canali di bonifica e irrigazione è distribuita in modo capillare sul territorio e costituisce un importante elemento di connessione tra ambiente terrestre e sistema

idrografico principale, rappresentando anche il primo ricettore dei carichi inquinanti provenienti da fonti diffuse. Studi sul funzionamento del reticolo idrografico secondario e la sua potenzialità di controllare i carichi di azoto sono stati condotti nell'ultimo decennio nei territori di pianura del bacino del Po ed hanno evidenziato come l'elemento chiave nel sostenere la capacità di autodepurazione sia la presenza di vegetazione radicata emergente. I bacini di bonifica (Burana - Po di Volano e Fissero-Tartaro-Canalbianco) si attestano come il secondo contributo in termini di importanza, dopo il fiume Po, al carico di nitrato esportato in Adriatico dall'intero distretto. Modelli di upscale attraverso cui sono stati simulati scenari di mantenimento della vegetazione acquatica nel reticolo dei canali, hanno dimostrato che posticipando lo sfalciamento in percentuali di estensione della rete tra il 20% e il 30%, l'incremento della capacità denitrificante del sistema risulterebbe in grado di abbattere buona parte del carico di nitrato transitante a chiusura bacino da maggio a settembre. Questo contribuirebbe a ridurre in modo sostanziale il potenziale eutrofizzante delle acque convogliate nelle zone costiere esattamente nei momenti più critici. Anche in un territorio caratterizzato da numerosi fenomeni di eutrofizzazione quale il bacino del Po esiste la possibilità di controllare i carichi diffusi di azoto tramite la potenziale funzione denitrificante dei canali vegetati, grazie all'attuazione di pratiche di gestione conservativa della vegetazione. Sebbene le reti di canali siano elementi ubiquitari dei bacini agricoli, le evidenze sperimentali sul loro elevato potenziale di mitigazione dell'inquinamento diffuso sono acquisizioni recenti, tanto da essere ancora poco utilizzate nell'ambito di piani e protocolli per contrastare l'eutrofizzazione. Tuttavia, la possibilità di sfruttare la vegetazione acquatica negli agro-sistemi per contrastare l'inquinamento da N e P, al momento sembra uno dei pochi strumenti efficaci e a basso costo per raggiungere gli obiettivi di qualità trofica fissati dalla Direttiva Quadro Acque. Una strada percorribile è l'integrazione delle finalità idrauliche con quelle ecologiche in un protocollo gestionale unico dove il reticolo viene ad assumere il ruolo di regolatore metabolico, superando il ruolo storico di solo mantenimento dell'equilibrio idraulico di un territorio.

PREMESSA

Il presente documento descrive i risultati finali dell'accordo di collaborazione tra Autorità di Bacino distrettuale del fiume Po e i Dipartimenti di Scienze Chimiche, della Vita e della Sostenibilità Ambientale dell'Università degli Studi di Parma, di Scienze dell'Ambiente e della Prevenzione dell'Università degli Studi di Ferrara e di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi dell'Università degli Studi di Torino. La collaborazione ha avuto lo scopo di fornire un supporto scientifico sui temi della formazione e della gestione dei carichi di nutrienti eutrofizzanti nel distretto idrografico del fiume Po, al fine di migliorare lo stato ecologico dei corpi idrici, di ridurre gli apporti di azoto (N) e fosforo (P) al mare Adriatico e di trovare strategie di intervento in merito al problema dell'eutrofizzazione delle acque superficiali. Questo studio si inserisce nel Programma di misure del PdG Po 2021 e, nello specifico, nella misura KTM14-P1P2-b085 - Aumento delle conoscenze sulle pressioni e sui carichi inquinanti puntuali e diffusi e dei loro meccanismi di veicolazione nei corpi idrici superficiali e sotterranei.

SINTESI DEI PRINCIPALI PROCESSI CHE CONDUCONO A FENOMENI DI EUTROFIZZAZIONE

Nei bacini idrografici antropizzati, l'attività umana influenza la quantità della risorsa idrica disponibile e la qualità degli ecosistemi acquatici (Garnier et al., 2018). L'eutrofizzazione delle acque, innescata da un aumento della disponibilità di nutrienti (prevalentemente azoto e fosforo) e da cambiamenti nella loro disponibilità relativa, e amplificata dalle conseguenze dei cambiamenti indotti nella morfologia e nell'idrologia, rimane tutt'ora una delle principali cause di deterioramento della qualità degli ecosistemi acquatici (Le Moal et al., 2019; Wurtsbaugh et al., 2019). Le quantità di azoto e fosforo che annualmente raggiungono gli ambienti acquatici e transitano attraverso il reticolo idrografico derivano da differenti sorgenti che possono essere distanti nello spazio o nel tempo, ma in ultima analisi sono una frazione del carico importato all'interno di un bacino idrografico come conseguenza delle attività dell'uomo. Questo carico è in eccesso rispetto a condizioni naturali o di bassa antropizzazione e aumenta la quantità totale di nutrienti all'interno di un bacino idrografico (Carpenter & Caraco, 1998; Swaney et al., 2012; Billen et al., 2014;

Nizzoli et al., 2018). A queste sorgenti si aggiungono le modificazioni indotte all'idrologia dallo sfruttamento diretto della risorsa idrica e dai cambiamenti climatici, che contribuiscono nel modulare l'entità e la stagionalità dei carichi esportati. Prima di raggiungere il recettore finale il carico trasferito agli ecosistemi acquatici subisce infatti diverse trasformazioni lungo il percorso attraverso la rete di ecosistemi acquatici connessi a cascata (Viaroli et al., 2015). L'eccesso di nutrienti è progressivamente trasformato, temporaneamente trattenuto o permanentemente dissipato e contribuisce a sostenere la produttività degli ecosistemi acquatici. Esiste quindi uno stretto legame tra il funzionamento biogeochimico degli ecosistemi terrestri e acquatici e tra i diversi ecosistemi acquatici che si susseguono lungo un gradiente tra monte e valle nel reticolo idrografico (Viaroli et al., 2015). Le modificazioni di tali processi determinano alterazioni della qualità dell'acqua e delle funzioni ecologiche: un esempio è dato dai fenomeni di eutrofizzazione fluviale. Il corso d'acqua non è un semplice trasportatore, ma è un reattore la cui funzionalità dipende dal tempo di ritenzione e di contatto dei nutrienti con acqua, suolo e sedimenti e a sua volta condiziona la ritenzione e la trasformazione delle specie chimiche reattive dei nutrienti. L'attività antropica ha modificato il territorio anche attraverso la costruzione di estese reti di canali a scopo di irrigazione, drenaggio e controllo delle inondazioni (Dollinger et al., 2015). Questi ecosistemi artificiali altamente regolati dal punto di vista idraulico sono diventati componenti integrati dei bacini idrografici e hanno preso il posto degli ambienti acquatici naturali, progressivamente scomparsi, nel fornire numerosi servizi ecosistemici, tra cui la depurazione delle acque (Soana et al., 2019; Koschorreck et al., 2020; Rudi et al., 2020). La descrizione del funzionamento di un bacino idrografico come un unico continuo tra ambiente terrestre e marino estende il concetto di continuum fluviale formulato da diversi autori negli anni '80 (Vannote et al., 1980; Ward 1989), e pone un accento particolare sul rapporto con gli ecosistemi terrestri, quindi sull'importanza della copertura del suolo e dell'uso del suolo in un bacino idrografico come determinanti della qualità di fiumi e torrenti, bacini idrici, estuari e mari costieri.

Il fiume Po contribuisce al 66% del carico di acqua dolce e di nutrienti (azoto e fosforo) che arrivano al mare Adriatico dai bacini Padano e Veneto (Cozzi & Giani, 2011; Dürr et al., 2011). Nel corso degli ultimi 50 anni numerosi studi sono stati condotti allo scopo di analizzare la dinamica dei carichi di azoto e fosforo e dei fattori che ne regolano la genesi e il trasporto. Gli studi approfonditi condotti sul bacino idrografico padano dal 1970 ad oggi

hanno evidenziato un impatto significativo delle principali attività antropiche (Marchetti, 1993; Provini et al., 1992; Cozzi & Giani, 2011; Viaroli et al., 2010; Viaroli et al., 2013; Viaroli et al., 2018). In particolare, sono stati rimarcati effetti rilevanti sull'alto Adriatico, caratterizzati da eutrofizzazione delle acque, da fioriture fitoplanctoniche e macroalgali e dalla frequente produzione di mucillagini (Vollenweider, 1992; Degobbis et al., 2000; 2005; Spillman et al., 2007). Ne sono conseguiti importanti atti legislativi, come quelli volti alla riduzione dei fosfati nei detersivi (DM 7/86) e al miglioramento dei sistemi di depurazione, che hanno portato ad una significativa riduzione del carico del fosforo apportato ai sistemi acquatici. Il confronto dei carichi relativi al periodo 1968-1993 (Provini et al., 1992; Provini & Binelli, 2006) con quelli rilevati tra il 1999 e il 2007 (Naldi et al., 2010; Cozzi & Giani, 2011) evidenzia una graduale diminuzione del carico del fosforo totale, che può raggiungere valori minimi di circa 5000 t anno⁻¹ negli anni più siccitosi (Viaroli et al., 2013). Il controllo delle fonti diffuse, che sono dominanti sia per l'azoto che per il fosforo, risulta però ancora particolarmente difficile (de Wit & Bendoricchio, 2001). I carichi dell'azoto nitrico, che è la forma azotata prevalente, permangono infatti particolarmente elevati e sono solo in parte associati alle variazioni del regime idrologico.

Questo livello di conoscenza deve tuttavia essere aggiornato per valutare gli effetti delle misure adottate e soprattutto richiede un'analisi approfondita per comprendere le relazioni tra le pressioni e gli impatti sullo stato di qualità delle acque e sul funzionamento dei sistemi fluviali. Resta ad esempio aperto il problema di individuare e valutare in modo quantitativo le cause che, molto spesso, sono identificate e indagate solo su base qualitativa, rendendo così meno efficaci le misure di prevenzione e gli interventi di rimedio. Poche ricerche inoltre hanno fino ad ora analizzato i cambiamenti dello stato di qualità degli ecosistemi fluviali e del funzionamento dei bacini idrografici in termini di carichi esportati in relazione alle pressioni dominanti (Goyette et al., 2019). In modo particolare, è necessario analizzare a livello di bacino idrografico le relazioni tra uso del suolo, attività antropiche e rilascio di sostanze inquinanti che hanno impatti sui corpi idrici superficiali (Soana et al., 2011; Wulff et al., 2014). Questi aspetti rappresentano un elemento centrale nell'implementazione della Direttiva Quadro sulle Acque (DQA) e, di conseguenza, per l'adozione di misure efficaci per raggiungere gli obiettivi fissati a livello di bacino o sottobacino idrografico e per stimare lo scostamento rispetto agli obiettivi stessi (Voulvoulis et al., 2017; Carvalho et al., 2019). Infine, le diverse caratteristiche dei

sottobacini in destra e sinistra idrografica del fiume Po e la presenza di un fitto reticolo idrografico artificiale ad uso prevalentemente irriguo o di bonifica, che distinguono il distretto padano rispetto ad altri distretti europei, possono diventare variabili che incidono significativamente sul livello di impatto esercitato dalle pressioni presenti e, quindi, anche condizionare la scelta e l'efficacia delle misure intraprese (Soana et al., 2019). Tali differenze, si riflettono in un diverso effetto sui corpi idrici recettori e costituiscono pertanto un'informazione fondamentale per la programmazione di misure di tutela e risanamento efficaci e sostenibili anche da un punto di vista economico.

OBIETTIVI DELL'ACCORDO DI COLLABORAZIONE

Sulla base di quanto riportato in premessa, la collaborazione ha avuto l'obiettivo di quantificare le pressioni antropiche diffuse e puntuali sui carichi di azoto e fosforo nei bacini idrografici del distretto idrografico del Po e di analizzarne la relazione con lo stato di qualità e il funzionamento dei corpi idrici fluviali. I risultati di questa indagine contribuiscono a costituire un quadro omogeneo di conoscenze necessarie per individuare strategie finalizzate a migliorare lo stato e il funzionamento dei corpi idrici, ridurre gli apporti di N e P al mare Adriatico e definire strumenti operativi per verificarne l'efficacia, soprattutto in relazione al problema dell'eutrofizzazione delle acque superficiali. L'attività si è articolata nei seguenti obiettivi specifici:

1. raccogliere e organizzare l'informazione esistente relativa a determinanti e pressioni che insistono sul territorio oggetto di analisi, agli elementi di qualità fisico-chimica e biologica delle acque superficiali e le portate;
2. stimare i carichi potenziali di azoto e fosforo di origine antropica generati nei sottobacini principali del distretto e valutare la loro distribuzione spaziale;
3. mappare, sulla base dei dati disponibili, la qualità delle acque superficiali in termini di concentrazione di nutrienti eutrofizzanti (N e P) ed elementi di qualità biologica (diatomee e macroinvertebrati) ed individuare bacini idrografici omogenei per origine delle criticità;
4. quantificare i carichi di azoto e fosforo veicolati al mare Adriatico, evidenziando (dove sono disponibili i dati di portata) i contributi dei principali sottobacini del distretto e la loro variazione temporale;

5. analizzare l'associazione tra gli elementi di qualità biologica, in particolare per diatomee e macroinvertebrati (indici biotici, composizione della comunità), e le concentrazioni di nutrienti;
6. ricercare possibili relazioni tra determinanti, fattori di pressione, macrodescrittori chimici (LIMeco) e indicatori biologici con l'obiettivo di sviluppare un prototipo per un sistema di classificazione dello stato trofico dei corsi d'acqua;
7. definire una metodologia per identificare i carichi obiettivo di N e P veicolati dal fiume Po e dai suoi immissari e definire quindi obiettivi di riduzione dei carichi;
8. avviare un piano di fattibilità di un sistema di monitoraggio quantitativo dei carichi, anche attraverso la razionalizzazione di parte delle stazioni in essere, progettare un piano sperimentale finalizzato a valutare l'effettiva reattività e biodisponibilità delle frazioni veicolate tramite il materiale sospeso e testare l'efficienza delle metriche biologiche selezionate in fase di calibrazione;
9. fornire supporto scientifico alla pianificazione di bacino ai sensi della DQA.

DESCRIZIONE PARTICOLAREGGIATA DEL PIANO DI LAVORO E DEI RISULTATI

QUANTIFICAZIONE DELLE PRESSIONI ANTROPICHE NEI BACINI IDROGRAFICI DEL DISTRETTO DEL PO

Obiettivi

Questa attività, che risponde agli obiettivi specifici 1 e 2, ha avuto lo scopo di aggiornare le informazioni disponibili relative alla distribuzione dei determinanti e di quantificare le pressioni esercitate in termini di carichi di azoto e fosforo generati nel distretto del Po. Nello specifico sono stati quantificati a livello di singoli bacini idrografici i carichi netti di N e P importati in seguito all'attività antropica, il surplus di N e P sulla superficie agricola e i carichi puntiformi potenziali e sversati nei corpi idrici fluviali.

Approccio metodologico

L'origine dei carichi di azoto e fosforo e le perturbazioni antropiche sulle dinamiche di questi due elementi sono state descritte concettualmente e quantificate attraverso un modello che identifica i cambiamenti nel bilancio di N e P come il risultato netto di processi che avvengono in tre comparti interconnessi fra di loro: agricolo, zootecnico e civile (Billen et al., 2014). Questo approccio permette di identificare i principali determinanti e di quantificare le relative pressioni (carico potenziale di azoto e fosforo generati dall'attività antropica, surplus di azoto e fosforo nel suolo agricolo e carico civile potenziale e sversato), di individuare i principali processi che concorrono a generarle e di stabilirne l'importanza relativa. Questo aspetto è importante in quanto permette di confrontare direttamente settori e comparti differenti utilizzando come metrica comune le masse di azoto e fosforo.

Input netto di azoto e fosforo nei bacini idrografici dovuto all'attività antropica

I carichi netti di azoto (N) e fosforo (P) di origine antropica sono stati calcolati seguendo rispettivamente gli approcci del Net Anthropogenic Nitrogen Input (NANI) e del Net Anthropogenic Phosphorus Input (NAPI). L'approccio metodologico è stato inizialmente introdotto da Howarth et al. (1996), per quanto riguarda il calcolo del carico di N, e poi adattato e applicato anche per il carico di P (Russell et al. 2008; Hong et al. 2012; Han et al. 2013). Uno schema concettuale dei modelli è riportato in Figura 1, mentre il dettaglio dei calcoli e delle assunzioni è riportato in allegato A.

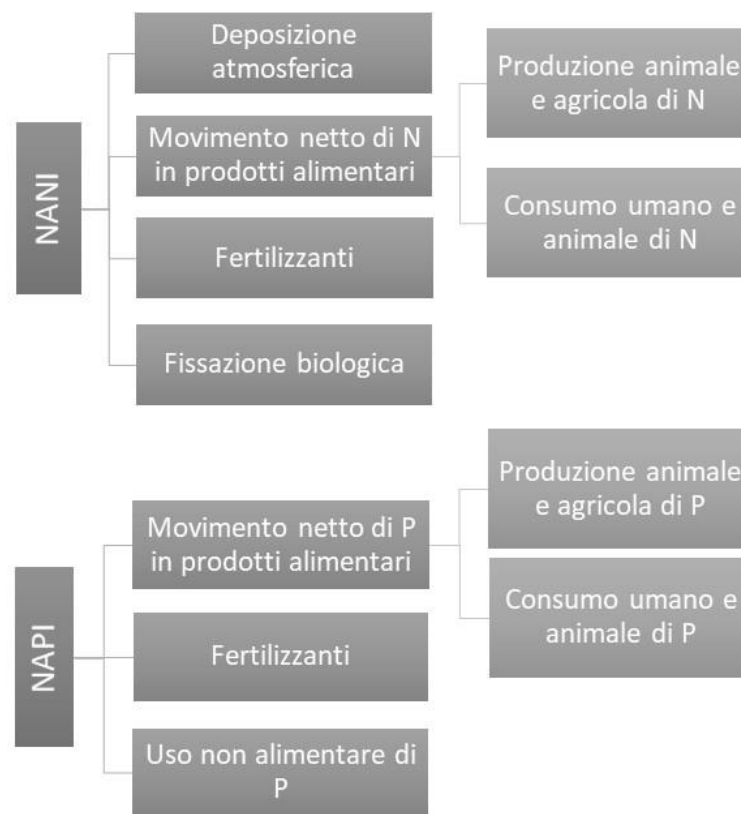


Figura 1 – Diagrammi di flusso che rappresentano le voci considerate nel calcolo del carico netto di azoto (NANI) e di fosforo (NAPI).

Il calcolo del NANI e del NAPI ha lo scopo principale di quantificare il carico potenziale di N e P generato dalle attività antropiche quantificando l'input netto attraverso i confini del bacino. Il NANI è calcolato come somma di quattro componenti: l'applicazione di fertilizzanti azotati, la deposizione atmosferica, il movimento netto di azoto sotto forma di prodotti destinati all'alimentazione umana e animale e la fissazione biologica da specie azoto-fissatrici. Il NAPI è, invece, calcolato come la somma di tre componenti: l'applicazione di fertilizzanti, l'uso di fosforo contenuto nei detersivi e il movimento netto di fosforo sotto forma di prodotti destinati all'alimentazione umana e animale.

La voce relativa al commercio di prodotti destinati all'alimentazione rappresenta un flusso flessibile, ovvero può essere positivo, rappresentando un input netto all'interno del bacino, o negativo e rappresentare un output netto dal bacino. Questa voce è calcolata come la differenza tra la produzione all'interno del bacino – a sua volta somma tra le coltivazioni e le produzioni animali – e il fabbisogno nutritivo della popolazione umana e animale. Un

valore positivo di NANI e NAPI implica che le voci di input sono maggiori di quelle di output e quindi le attività antropiche importano azoto e fosforo nel bacino idrografico, mentre accade il contrario per un valore negativo. Un valore positivo di NANI e NAPI comporta quindi che una certa quantità di N e P si accumula nel bacino e rappresenta una stima del carico potenziale che può essere veicolato nei corpi idrici che drenano il bacino e poi nel recettore finale. La somma di questi flussi costituisce un input netto di N e P che è funzione della struttura del sistema socioeconomico in un dato territorio e che rappresenta la quantità totale di nutrienti che può potenzialmente raggiungere gli ecosistemi acquatici. NANI e NAPI possono quindi essere considerati in prima analisi due indicatori delle pressioni antropiche sulla qualità delle acque e uno strumento per valutarne la distribuzione spaziale.

Surplus di azoto e fosforo nel suolo agricolo

Il surplus di N e P a livello del suolo agricolo è stato quantificato applicando l'approccio del Soil System Budget (Oenema et al., 2003; de Vries et al., 2011). La metodica è stata in precedenza adattata alla realtà italiana standardizzando gli algoritmi di calcolo, le fonti e le tipologie di dati statistici e coefficienti impiegati. Bilanci di massa dell'azoto e del fosforo calcolati per diversi sottobacini del fiume Po e altri bacini italiani sono stati oggetto di diverse pubblicazioni (Soana et al., 2011; De Girolamo et al., 2017; Viaroli et al., 2018; Pinardi et al., 2018; Castaldelli et al., 2020). I surplus di N e P nel suolo agricolo di una serie di affluenti del fiume Po rappresentativi di differenti condizioni idro-geo-morfologiche e di uso del suolo sono stati in precedenza quantificati nell'ambito del progetto "Monitoraggio dei carichi di nutrienti veicolati dal Po al mare Adriatico" (Convenzione tra Regione Lombardia, Università degli Studi di Parma e Università degli Studi di Ferrara, 2014-2015). Per operare il confronto con altri bilanci precedentemente acquisiti, la metodologia di calcolo è stata mantenuta analoga, ad eccezione dell'anno di aggiornamento delle statistiche agricole impiegate.

Il calcolo del surplus di N e P prevede la quantificazione dei carichi di N e P apportati (reflui zootecnici, fertilizzanti sintetici, deposizione atmosferica e fissazione biologica nel caso dell'azoto) e persi (asportazione delle colture, volatilizzazione di ammoniaca e denitrificazione nel suolo agrario nel caso dell'azoto) attraverso la superficie agricola (Figura 2).

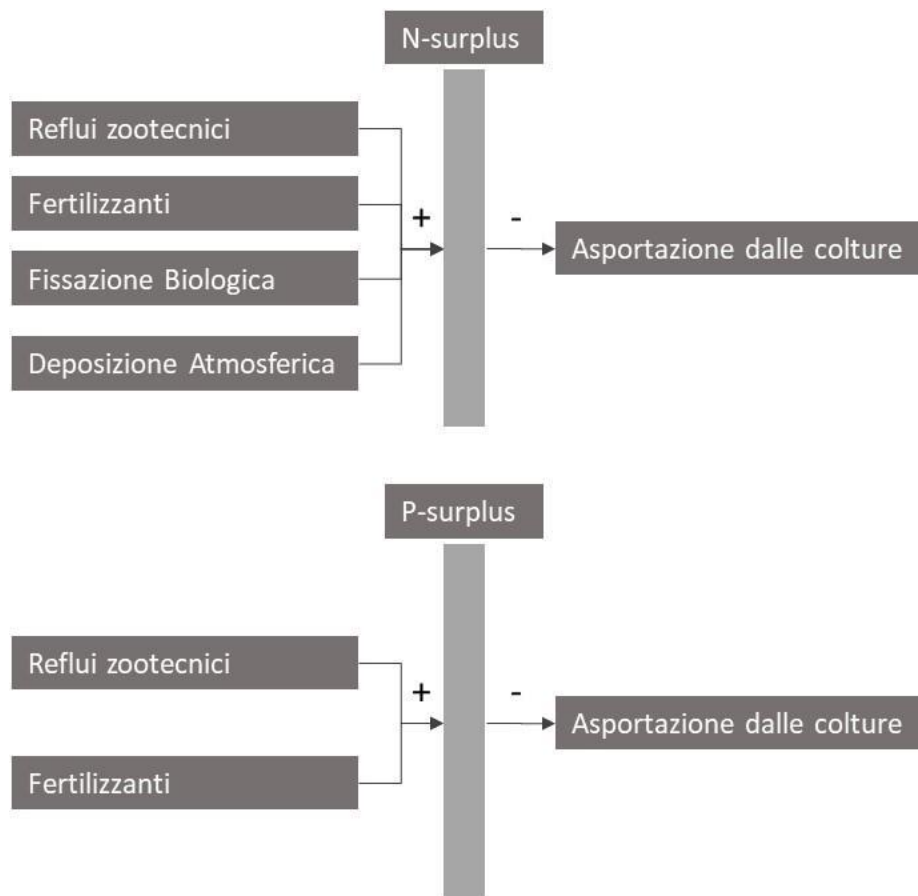


Figura 2 – Diagrammi di flusso che rappresentano le voci considerate nel calcolo del surplus dell’azoto (N-surplus) e del fosforo (P-surplus).

La differenza tra input e output rappresenta un proxy dell’arricchimento (input > output = surplus) o dell’impoverimento (output > input = deficit) di nutrienti nei suoli coltivati e una stima del carico potenziale diffuso. Il calcolo del surplus fornisce quindi indicazioni sull’ammontare dei nutrienti ancora potenzialmente disponibili al termine dell’annata agraria, ovvero dell’efficienza di utilizzo nel sistema. Parallelamente, essendo nel caso dell’azoto al netto delle emissioni di composti gassosi in atmosfera (NH_3 o N_2), costituisce anche un indicatore del potenziale rischio di inquinamento degli ecosistemi acquatici confinanti, sia superficiali che sotterranei. Per una descrizione dettagliata della metodologia e delle fonti dei dati utilizzati si rimanda all’allegato A.

È stato effettuato inoltre un calcolo del surplus semplificato in accordo con le Linee Guida per l’analisi delle pressioni ai sensi della Direttiva Quadro Acque (SNPA, 2018). Tale manuale prevede la quantificazione del surplus di azoto dalla differenza tra il carico di azoto

totale apportato (somma dell'azoto organico e della fertilizzazione minerale) e l'asportazione imputabile alle colture.

Quantificazione del carico di origine civile

Allo scopo di fornire una stima della pressione esercitata dal comparto civile sui sistemi fluviali sono state raccolte e sistematizzate le informazioni disponibili relative alla posizione e al dimensionamento dei singoli impianti di depurazione delle acque reflue e ai carichi in ingresso e uscita. L'analisi ha riguardato gli impianti di depurazione degli scarichi civili che ricadono nel distretto idrografico del Po mentre sono esclusi gli input puntuali industriali, qualora gli scarichi non siano collettati alla depurazione civile. Nello specifico sono stati quantificati:

- a) i carichi di P e N totali generati dagli impianti a livello di sottobacini idrografici;
- b) la distribuzione del carico trattato e generato in relazione alla dimensione degli impianti;
- c) la percentuale di abbattimento del carico in ingresso e la sua variazione in relazione al dimensionamento degli impianti.

I dati relativi a posizione, potenzialità e contenuto di azoto e fosforo nelle acque in ingresso ed in uscita dai singoli depuratori sono stati forniti dalle regioni e da AdBPo e sono riferiti agli anni 2017 – 2019. Per una descrizione dettagliata della metodologia seguita per la raccolta dei dati e la costituzione del dataset e per il calcolo dei carichi si rimanda all'allegato A.

Risultati

Agricoltura, zootecnia e popolazione umana

La popolazione residente nel distretto idrografico del Po è risultata pari a 19.8×10^6 abitanti di cui il 32% del totale è concentrato nei sottobacini Lambro-Olona e Adda (6.4×10^6 abitanti), seguiti da Oglio, Ticino, Reno, Po Piemontese e Tanaro che contribuiscono con un ulteriore 30% (5.9×10^6 abitanti) alla popolazione totale. La densità di popolazione nei sottobacini è compresa tra 50 e 1785 abitanti/km² (Figura 3). La superficie agricola utilizzata (SAU) occupa 3.26×10^6 ha, che corrispondono al 39% della superficie complessiva del distretto. La distribuzione della SAU non è omogenea sul territorio ed è concentrata nella porzione centro orientale del distretto dove, in alcune aree, supera il 50% della superficie del sottobacino (Figura 3).

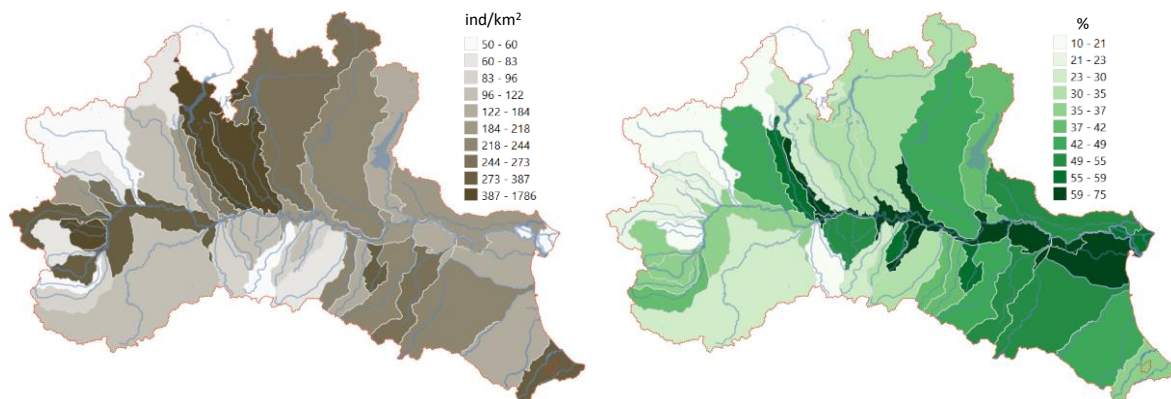


Figura 3 – Distribuzione degli abitanti (ind/km²) e della percentuale di superficie agricola utile (%) nei sottobacini situati all'interno del distretto del fiume Po riferita all'anno 2018.

Le colture maggiormente presenti sul territorio sono i cereali per la produzione di granella e le foraggere avvicendate (Tabella 1 e Figura 4). Le coltivazioni a cereali da granella sono costituite prevalentemente da mais (0.3×10^6 ha), frumento tenero (0.2×10^6 ha) e riso (0.2×10^6 ha). Le foraggere avvicendate sono rappresentate prevalentemente da erba medica (0.3×10^6 ha) e silomais (0.2×10^6 ha), mentre prati permanenti e pascoli occupano complessivamente 0.6×10^6 ettari. Le colture rappresentate da piante azoto fissatrici, nelle quali rientrano le coltivazioni di erba medica, leguminose, prati e pascoli, occupano complessivamente circa 1.1×10^6 ha.

Tabella 1 – Principali macrocategorie di colture (espresse come 10^6 ha). I numeri tra parentesi rappresentano la percentuale della superficie agricola utile occupata sul totale della superficie del distretto. I dati si riferiscono all'anno 2018.

Cereali da granella	Legumi	Coltivazioni industriali	Ortive	Foraggere avvicendate	Prati e Pascoli	Coltivazioni legnose
1.04	0.03	0.20	0.12	0.83	0.61	0.23
(34)	(1)	(7)	(4)	(27)	(20)	(8)

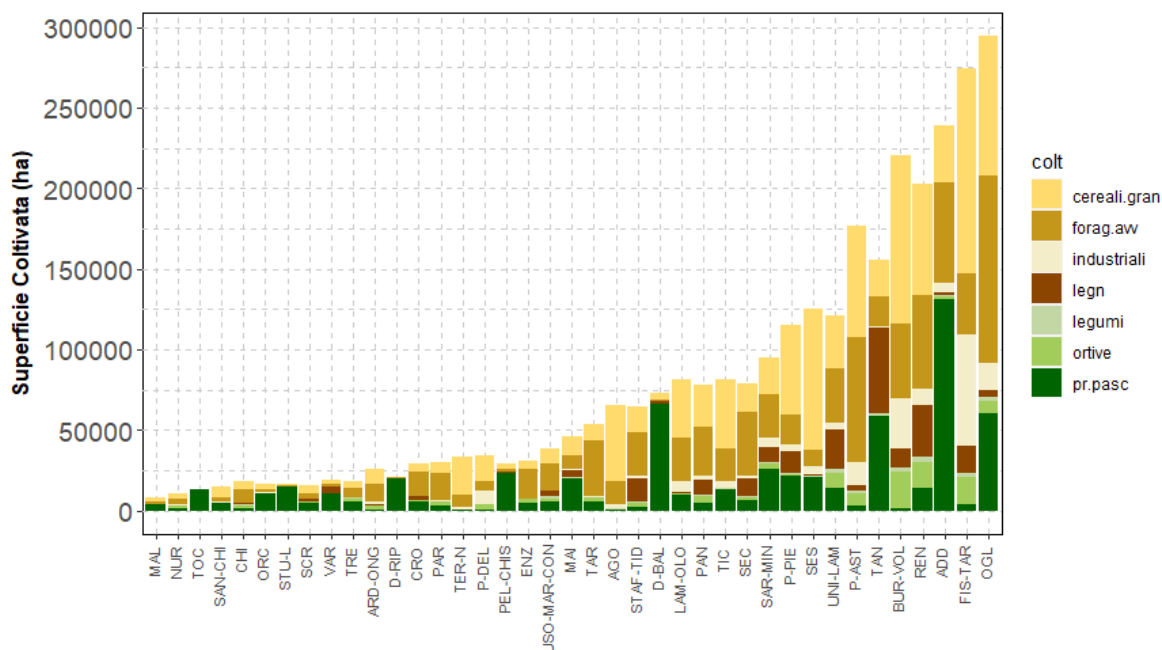


Figura 4 – Ripartizione della superficie agricola (ha) nei sottobacini del distretto riferita all’anno 2018. Sulla barra delle ascisse sono riportate le iniziali dei sottobacini idrografici (Adda=ADD; Agogna=AGO; Arda – Ongina=ARD-ONG; Asta Po=P-AST; Burana - Po di Volano=BUR-VOL; Chiavenna=CHI; Crostolo=CRO; Delta del Po=P-DEL; Dora Baltea=D-BAL; Dora Riparia=D-RIP; Enza=ENZ; Fissero - Tartaro – Canal Bianco=FIS-TAR; Lambro - Olona=LAM-OLO; Lamone - Rubicone=UNI-LAM; Maira=MAI; Malone=MAL; Nure=NUR; Oglio=OGL; Orco=ORC; Panaro=PAN; Parma=PAR; Pellice – Chisone=PEL-CHIS; Po Piemontese=P-PIE; Reno=REN; Sangone - Chisola – Lemina=SAN-CHI; Sarca – Mincio=SAR-MIN; Scrivia=SCR; Secchia=SEC; Sesia=SES; Staffora - Luria - Versa – Coppa=STAF-TID; Stura di Lanzo=STU-L; Tanaro=TAN; Taro=TAR; Terdoppio Novarese=TER-N; Ticino=TIC; Toce=TOC; Trebbia=TRE; Uso - Marecchia – Tavollo=USO-MAR-CON; Varaita=VAR).

Il totale dei capi animali allevati è risultato pari a 42.5×10^6 che equivalgono a 4.4×10^6 unità di bovino adulto (UBA) (Figura 5). Le densità di animali allevati e il carico zootecnico sono distribuiti in modo disomogeneo sulla superficie del bacino, sia in termini di UBA totali che in relazione alle categorie zootecniche prevalenti (Figura 5 e Figura 6).

I sottobacini con il maggior numero di capi allevati sono l’Oglio, l’Adda e l’Asta Po mentre quelli con il carico zootecnico più alto sono il Sangone, l’Oglio e il Maira. Gli allevamenti più consistenti sono quelli di bovini (2.2×10^6 UBA) e suini (1.8×10^6 UBA), che rappresentano rispettivamente il 50% e il 41% delle UBA complessive del distretto.

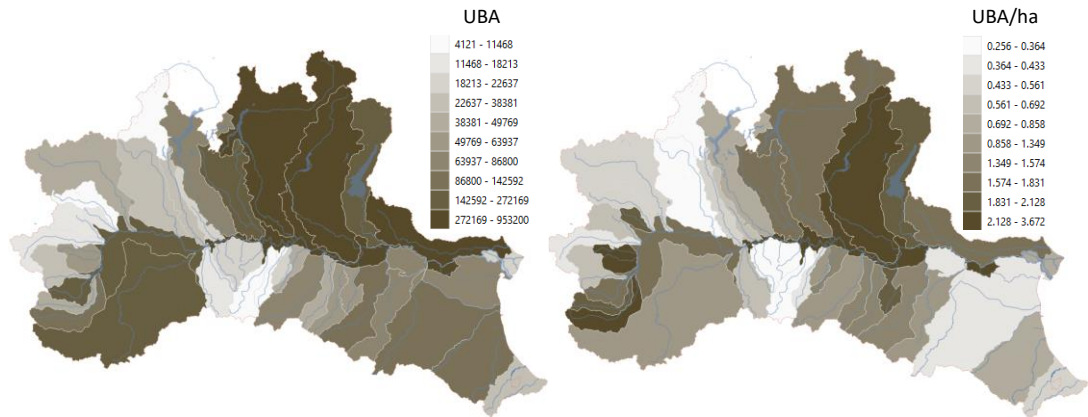


Figura 5 – Numero di capi allevati espressi come unità di bovino adulto (UBA) e carico zootecnico totale su superficie agricola utile (UBA/ha) riferita all’anno 2018.

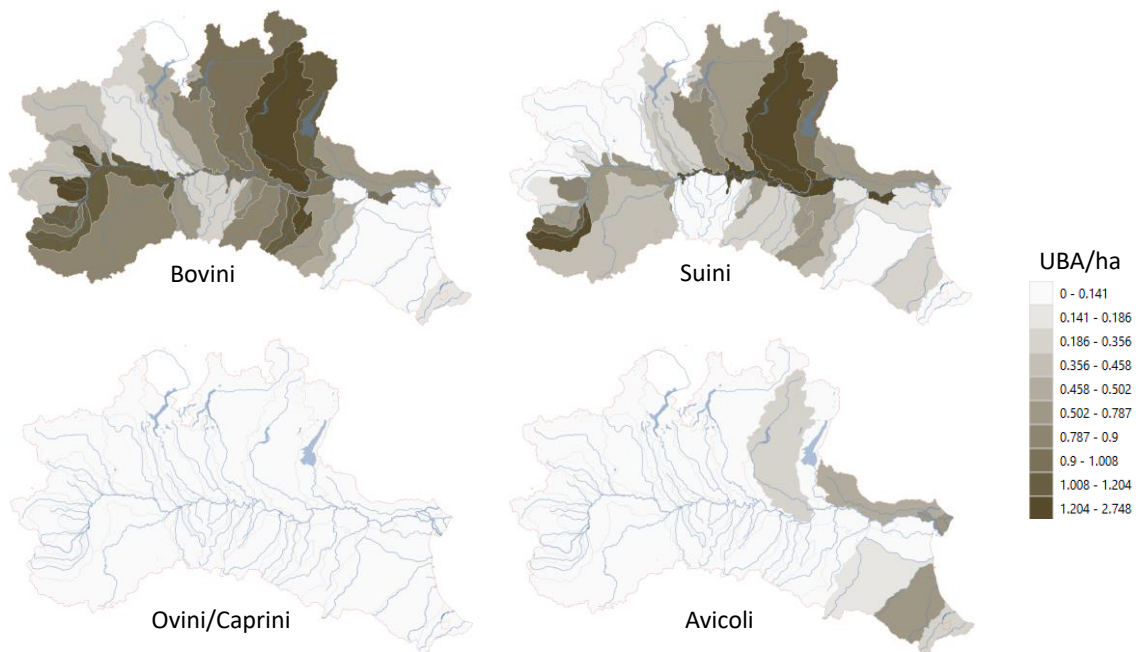


Figura 6 – Densità di bovini, suini, ovi-capriani e avicoli espressa come UBA = unità di bovino adulto su superficie agricola utile (SAU) riferita all’anno 2018.

I dati relativi all’uso del suolo, agli allevamenti e alla distribuzione della popolazione sono stati utilizzati in un’indagine esplorativa applicando un metodo di raggruppamento gerarchico basato sulle componenti principali (Allegato A; Dupas et al., 2015; Husson et al.,

per contro la superficie dedicata alle coltivazioni ortive, cerealicole, leguminose e foraggere avvicendate è significativamente inferiore ($p < 0.01$). I cinque bacini più vicini alla media e quindi maggiormente rappresentativi delle condizioni del primo gruppo sono: Stura di Lanzo, Tanaro, Dora Riparia, Dora Baltea e Adda.

I bacini che ricadono nel gruppo 2 si differenziano esclusivamente per la dimensione 3 della PCA. Sono quindi territori con una superficie occupata da coltivazioni intensive (dimensione 1) e ortive in linea con la media del resto del distretto, mentre risultano mediamente inferiori la superficie dedicata alle coltivazioni secondarie (legnose e altre coltivazioni) ed alle foraggere avvicendate ($p < 0.01$). Anche il comparto zootecnico ha un ruolo minoritario: la densità di capi allevati (suini e bovini) è infatti minore rispetto alla media degli altri gruppi ($p < 0.01$). I cinque bacini maggiormente rappresentativi delle condizioni dell'intero gruppo sono: Sesia, Scrivia, Trebbia, Ticino e Taro.

Il terzo raggruppamento si differenzia dagli altri secondo le dimensioni 2 e 3 della PCA. Come per il gruppo 2 anche in questo caso le coltivazioni intensive (dimensione 1) non sono significativamente diverse rispetto a quelle degli altri gruppi. I bacini del gruppo 3 sono caratterizzati da una densità di bovini, suini e di abitanti significativamente superiore a quella degli altri gruppi ($p < 0.01$). I cinque bacini maggiormente rappresentativi delle condizioni dell'intero gruppo sono: Secchia, Maira, Sarca-Mincio, Crostolo ed Enza.

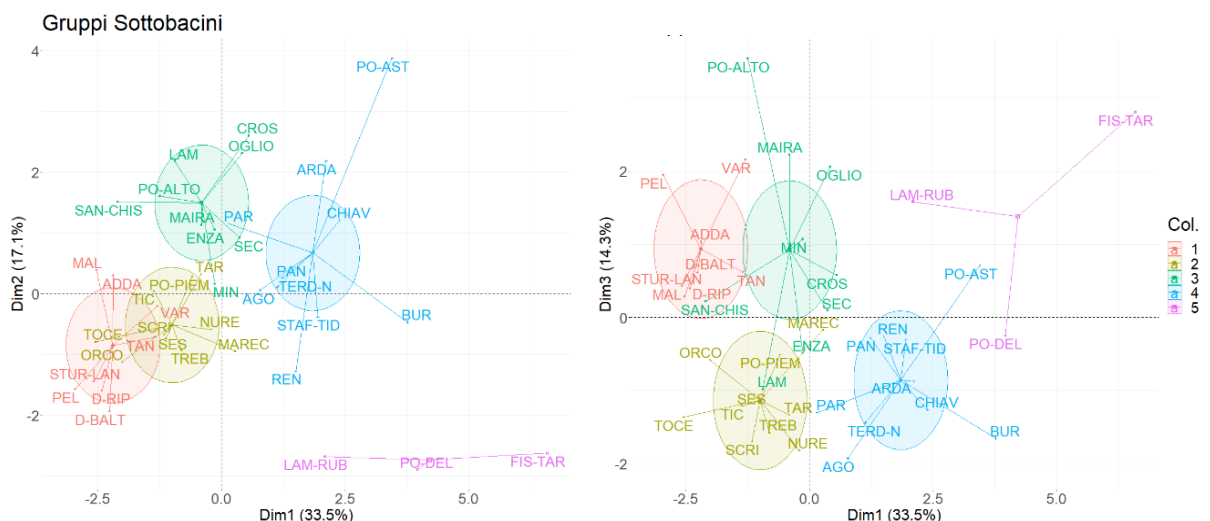


Figura 8 – Raggruppamenti sul grafico della PCA riferiti al 2018. Il simbolo di dimensioni superiori al centro dei gruppi è il centroide dei vari gruppi. A sinistra i raggruppamenti secondo le dimensioni 1 e 2 della PCA, a destra secondo le dimensioni 1 e 3. Per gli acronimi si può far riferimento alla Figura 4.

I bacini che ricadono nel gruppo 4 sono descritti significativamente dalle categorie ricomprese nelle dimensioni 1 e 3 della PCA e sono quindi territori principalmente di pianura in cui dominano le colture intensive. La presenza di foraggere avvicendate, coltivazioni leguminose, cerealicole e ortive è significativamente superiore rispetto agli altri bacini ($p < 0.01$), mentre è inferiore la densità di ovini e caprini e le superfici destinate a prati e pascoli ($p < 0.01$) caratteristiche dei bacini con maggiore superficie montana. I cinque bacini maggiormente rappresentativi delle condizioni del gruppo sono: Chiavenna, Panaro, Terdoppio Novarese, Staffora - Tidone, Arda - Ongina.

Infine l'ultimo gruppo è composta esclusivamente da tre bacini: Delta del Po, Fiumi Uniti – Lamone e Fissero – Tartaro – Canalbianco. I bacini che ricadono nel gruppo 5 si caratterizzano secondo la dimensione 1 e 2 della PCA. Si tratta di bacini con una forte vocazione agricola. Questi territori si distinguono, infatti, per avere una densità nettamente superiore di avicoli e una presenza di coltivazioni industriali, ortive, cerealicole superiore rispetto agli altri raggruppamenti.

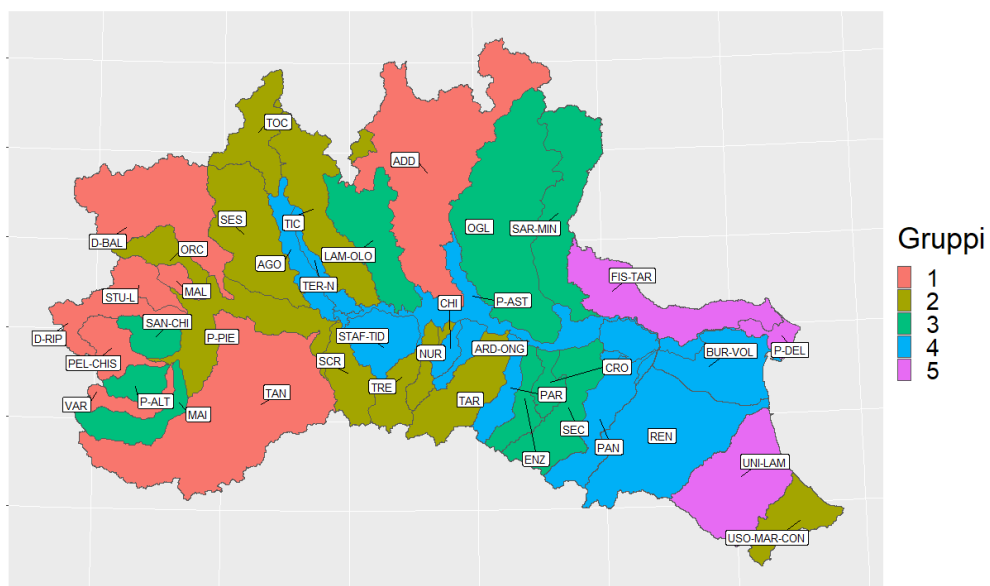
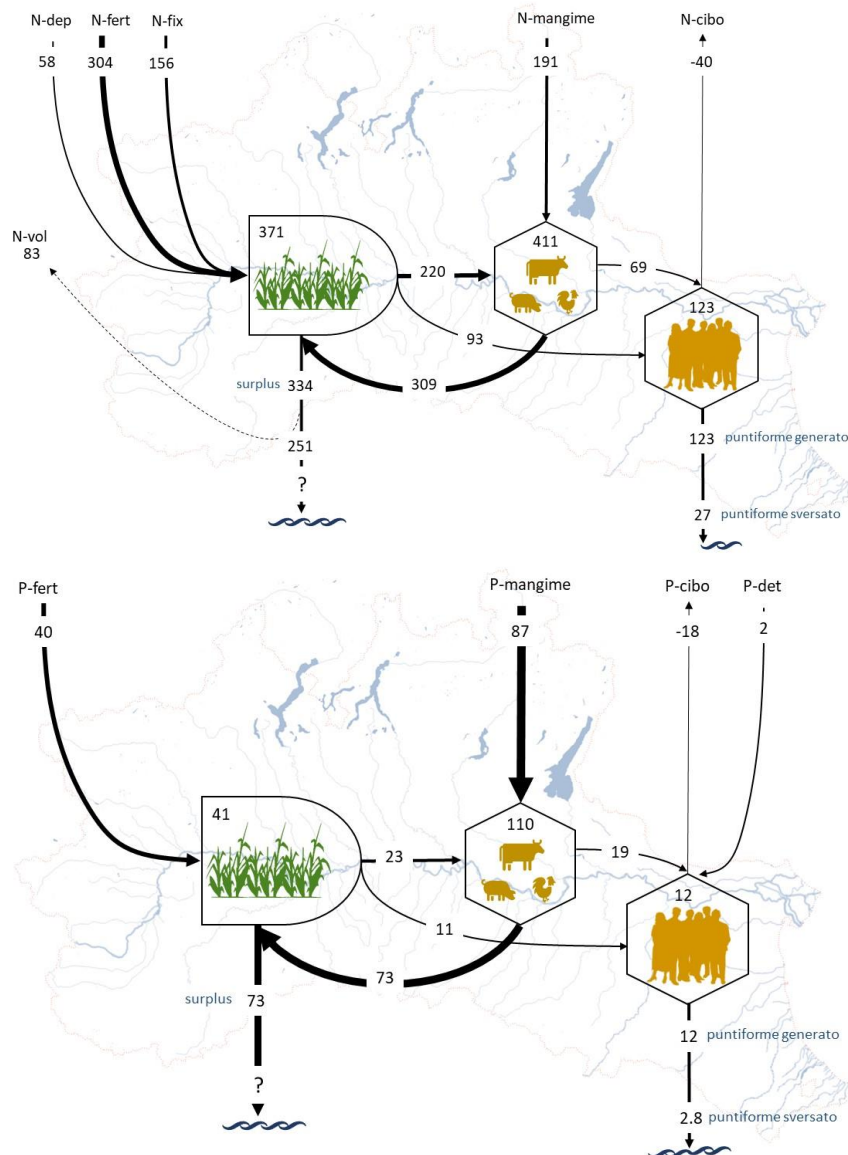


Figura 9 – Mappa dei bacini idrografici colorati secondo la classificazione individuata con l'analisi dei raggruppamenti riferita al 2018. Per gli acronimi si può far riferimento alla Figura 4.

Carichi di azoto e fosforo associati alla struttura e al funzionamento del comparto agro-alimentare

Carico netto di azoto nel bacino idrografico dovuto alle attività antropiche

Il carico netto di azoto dovuto alle attività antropiche (NANI) nel distretto è pari a 669 kt N anno⁻¹ (Figura 10) che corrispondono ad un carico areale di 8079 kg N km⁻² anno⁻¹.



N-dep = deposizione atmosferica; **fert** = applicazione di fertilizzanti a base di azoto o fosforo; **N-fix** = fissazione batterica dell'azoto associata a colture azotofissatrici; **mangime** = import netto di azoto e fosforo in mangimi; **cibo** = import netto di azoto e fosforo nel cibo per la popolazione; **P-det** = uso di fosforo nei detersivi; **surplus** = surplus di azoto e fosforo nei terreni agricoli; **N-vol** = azoto perso per volatilizzazione e denitrificazione; **puntiforme generato** = carico potenziale di N e P di origine civile; **puntiforme sversato** = carico di N e P di origine civile sversato dai depuratori

comparto agricolo; comparto zootecnico; comparto civile

Figura 10 - Principali trasferimenti di azoto e fosforo tra comparto agricolo, zootecnico e civile che contribuiscono alla formazione del carico potenziale nel bacino idrografico del Po. Tutti i flussi sono in kt anno⁻¹ e sono riferiti al 2018.

La componente di maggior rilievo tra gli input netti di azoto è rappresentata dall'azoto apportato da fertilizzanti sintetici (304 kt N anno⁻¹) che rappresenta il 45% degli input, con

un carico areale pari a $3666 \text{ kg N km}^{-2} \text{ anno}^{-1}$. Il fabbisogno di azoto della popolazione e degli animali allevati è pari rispettivamente a $123 \text{ kt N anno}^{-1}$ e $411 \text{ kt N anno}^{-1}$.

A fronte di questa richiesta di azoto la produzione interna associata al comparto agricolo è pari a $371 \text{ kt N anno}^{-1}$ di cui $220 \text{ kt N anno}^{-1}$ destinati all'alimentazione animale. La produzione agro-zootecnica destinata all'alimentazione umana è invece pari a $163 \text{ kt N anno}^{-1}$. Questi risultati indicano che vi è un deficit di azoto rispetto alle richieste interne al bacino, compensato da un import di azoto pari a $191 \text{ kt N anno}^{-1}$ (carico areale di $2309 \text{ kg N km}^{-2} \text{ anno}^{-1}$) per l'alimentazione dei capi allevati (29% degli input totali nel distretto). Al contrario, la produzione interna di cibo è in eccesso rispetto alla necessità della popolazione umana e dal bacino sono esportate circa $40 \text{ kt N anno}^{-1}$. L'azoto-fissazione (23% degli input e $1878 \text{ kg N km}^{-2} \text{ anno}^{-1}$) e la deposizione atmosferica (9% degli input e $702 \text{ kg N km}^{-2} \text{ anno}^{-1}$) contribuiscono in maniera meno consistente al NANI (Figura 10). Il carico di azoto è distribuito in modo eterogeneo nel territorio, con valori areali compresi tra 1343 e $19334 \text{ kg N km}^{-2} \text{ anno}^{-1}$ (Figura 11).

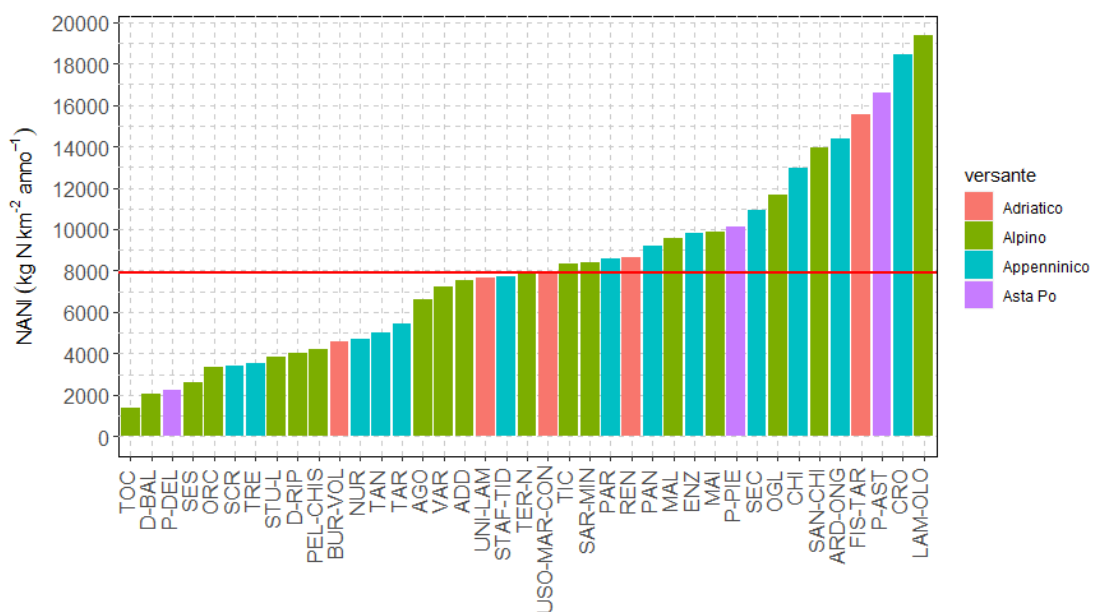


Figura 11 – Carichi medi areali di azoto nei sottobacini del distretto riferiti al 2018. La linea rossa rappresenta il valore mediano. In ascissa è riportato l'elenco dei sottobacini idrografici. Per gli acronimi si può far riferimento alla Figura 4.

Nello specifico i sottobacini che contribuiscono maggiormente al carico totale sono l'Oglio, l'Adda, il Lambro, il Fissero Tartaro, il Reno e il Tanaro e le due porzioni di territorio che

drenano direttamente in Po. Complessivamente questi 8 sottobacini generano un carico potenziale di 383 kt N anno⁻¹ pari al 57% del carico totale del distretto.

Bilancio ed efficienza di utilizzo dell'azoto nel suolo agricolo

L'applicazione di fertilizzanti (chimici o organici), la deposizione atmosferica e la fissazione biologica dell'azoto rappresentano gli input di N sulla superficie agricola necessari per sostenere la crescita delle colture (Figura 12). Complessivamente nel distretto del Po l'input totale di azoto sulla superficie agricola risulta pari a 704 kt anno⁻¹ (216 kg N ha⁻¹ anno⁻¹), sostenuto prevalentemente dall'applicazione di fertilizzanti di sintesi (304 kt anno⁻¹ pari a 93 kg N ha⁻¹ anno⁻¹) e reflui zootecnici (222 kt anno⁻¹ pari a 68 kg N ha⁻¹ anno⁻¹).

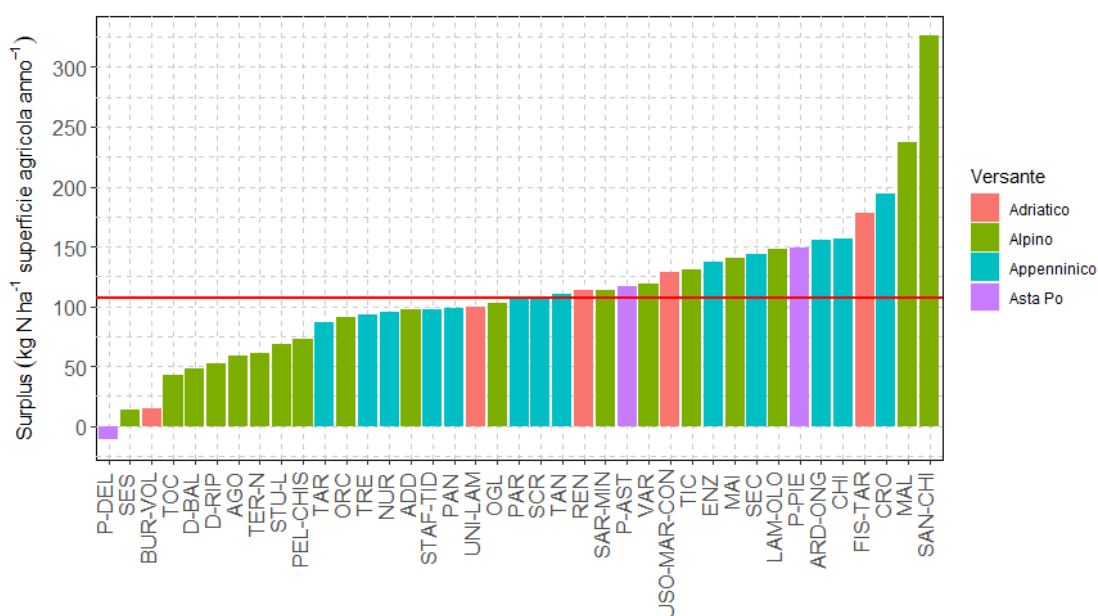


Figura 12 – Surplus medi areali dell'azoto sulla superficie agricola dei sottobacini del distretto riferiti al 2018. La linea rossa rappresenta il valore mediano. In ascissa è riportato l'elenco dei sottobacini idrografici. Per gli acronimi far riferimento alla Figura 4.

L'apporto da azoto-fissazione rappresenta complessivamente circa il 22% del totale degli input (156 kt anno⁻¹ pari a 48 kg N ha⁻¹ anno⁻¹) ma può essere importante localmente, in particolare nei sottobacini dove la superficie agricola è occupata prevalentemente da foraggiere avvicendate o permanenti. L'asportazione di azoto attraverso la raccolta della biomassa coltivata è pari a 371 kt N anno⁻¹ con un corrispondente eccesso di N al campo pari a 334 kt anno⁻¹ (102 kg N ha⁻¹ anno⁻¹) e un'efficienza media di utilizzo a livello di distretto di circa il 53%. Quota parte dell'azoto che rimane sul campo può andare incontro

a denitrificazione batterica o a volatilizzazione. Considerando anche queste due voci di output, che rappresentano complessivamente circa il 12% dell'input totale alle terre agricole, il surplus di azoto nel distretto risulta pari a 251 kt anno⁻¹ (77 kg N ha⁻¹ anno⁻¹). I bilanci mettono in evidenza come la disponibilità di azoto a livello del suolo agricolo risulta superiore ai fabbisogni delle colture nella quasi totalità del distretto, con l'unica eccezione del sottobacino del Delta. L'eccedenza di azoto, calcolata considerando solo l'asportazione delle colture come output, risulta maggiore di 100 kg N ha⁻¹ anno⁻¹ in oltre la metà dei sottobacini del distretto del Po, nei quali è localizzato oltre il 65% della totalità della superficie coltivata. Il valore di 100 kg N ha⁻¹ anno⁻¹ risulta generalmente considerato come la soglia di una pressione di origine diffusa significativa (SNPA 2018).

Carico netto di fosforo nel bacino idrografico dovuto alle attività antropiche

Il carico netto di fosforo dovuto alle attività antropiche (NAPI) è risultato pari a 112 kt P anno⁻¹ che corrispondono ad un carico areale di 1347 kg P km² anno⁻¹ (Figura 10 e Figura 13). La componente di maggior rilievo tra gli input netti di fosforo è rappresentata dal carico apportato dagli import di cibo e mangimi per il soddisfacimento alimentare degli animali allevati e della popolazione pari a 69 kt P anno⁻¹ (67%, con carico areale medio di 836 kg P km⁻² anno⁻¹). Il fabbisogno di fosforo per il sostentamento della popolazione umana e degli animali allevati è risultato pari rispettivamente a 12 e 110 kt P anno⁻¹.

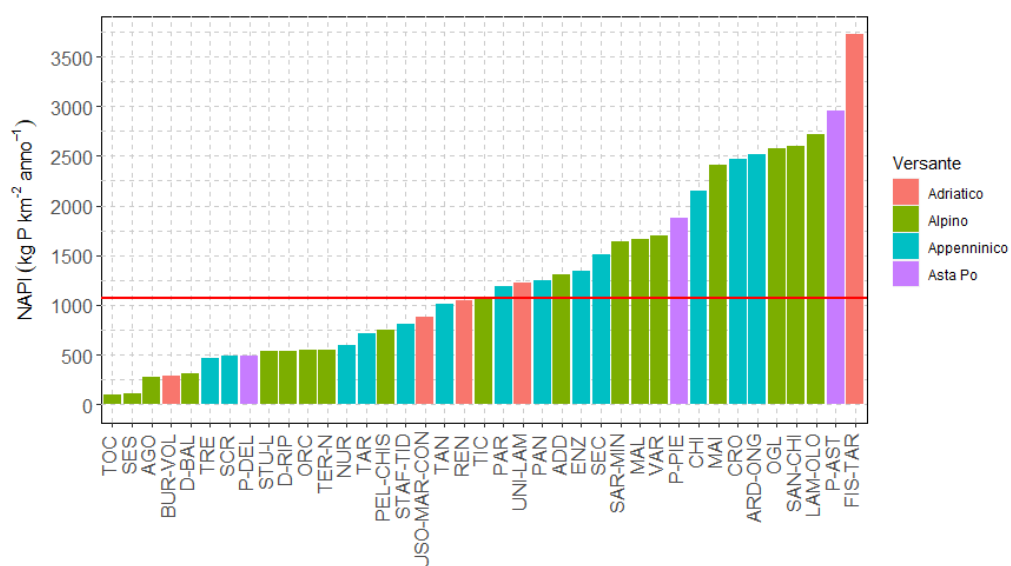


Figura 13 – Carichi medi areali di fosforo nei sottobacini del distretto riferiti al 2018. La linea rossa rappresenta il valore mediano. In ascissa è riportato l'elenco dei sottobacini idrografici. Per gli acronimi far riferimento alla Figura 4.

A fronte di questa richiesta il contenuto di fosforo nelle produzioni agricole destinate alla produzione di foraggio è risultato pari a 23 kt P anno⁻¹ mentre il contenuto di P nelle produzioni agricole e zootecniche destinate alla produzione di alimenti per il consumo umano è risultato pari a 30 kt P anno⁻¹. Questo confronto indica che complessivamente nel bacino non è prodotto sufficiente foraggio per sostenere la produzione zootecnica ed è quindi necessario importare 87 kt P anno⁻¹. Al contrario il fosforo nella produzione alimentare eccede il fabbisogno della popolazione e di conseguenza il bacino è caratterizzato da un export di 18 kt P anno⁻¹. Complessivamente l'export di cibo non è sufficiente a bilanciare l'import di fosforo nei mangimi e il bacino ha un import netto di fosforo dovuto al commercio di prodotti alimentari. Il fosforo contenuto nei fertilizzanti (40 kt P anno⁻¹) rappresenta il 36% del NAPI con un carico areale medio di 487 kg P km⁻² anno⁻¹. Gli input di fosforo derivanti dall'utilizzo di detersivi (2.0 kt P anno⁻¹, 24 kg P km⁻² anno⁻¹) contribuiscono in modo trascurabile al carico complessivo (<2%).

Analogamente a quanto evidenziato per l'azoto, anche il carico areale di fosforo è distribuito in modo eterogeneo sul territorio con valori compresi tra 103 e 3720 kg P km⁻² anno⁻¹ (Figura 13). I carichi areali del fosforo nei sottobacini del distretto presentano un andamento sovrapponibile ai rispettivi carichi areali di azoto (Figura 14). Nello specifico i sottobacini con le maggiori pressioni sono l'Arda, l'Oglio, il Sangone, il Lambro, l'Asta Po e il Fissero-Tartaro-Canalbianco, tutti con un carico areale superiore a 2500 kg P km⁻² anno⁻¹.

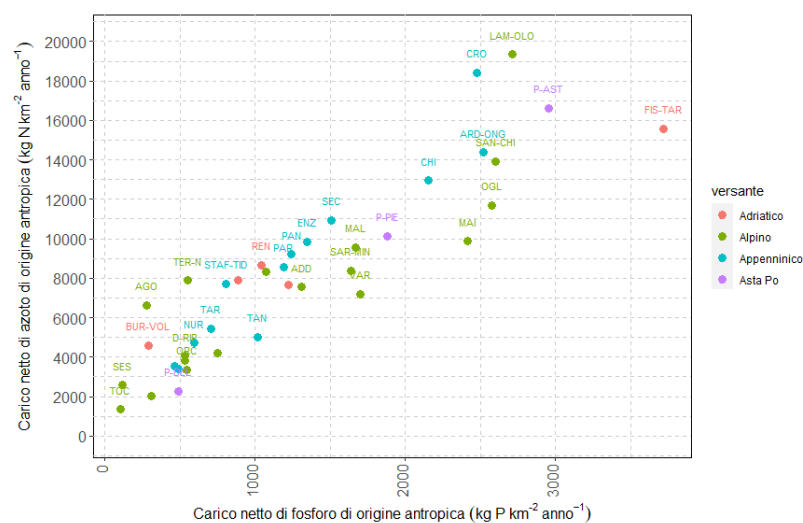


Figura 14 – Relazione tra il carico netto areale di fosforo e il carico netto areale di azoto di origine antropica nei sottobacini del distretto riferita al 2018. Per gli acronimi far riferimento alla Figura 4.

Bilancio ed efficienza di utilizzo del fosforo nel suolo agricolo

Complessivamente nel distretto del Po l'input di fosforo sulla superficie agricola è pari a 113 kt anno⁻¹ (35 kg P ha⁻¹ anno⁻¹), sostenuto prevalentemente dall'applicazione di reflui zootecnici (73 kt anno⁻¹, 22 kg P ha⁻¹ anno⁻¹) e in misura minore dai fertilizzanti sintetici (40 kt anno⁻¹, 12 kg P ha⁻¹ anno⁻¹). L'asportazione di fosforo attraverso la raccolta della biomassa delle colture risulta inferiore agli input totali e pari a 41 kt P anno⁻¹ (12 kg P ha⁻¹ anno⁻¹), con un corrispondente eccesso di P al campo pari a 75 kt anno⁻¹ (22 kg P ha⁻¹ anno⁻¹) e una efficienza media di utilizzo del P a livello di distretto pari al 36%. I bilanci mettono in evidenza come la disponibilità di fosforo a livello del suolo agricolo sia superiore ai fabbisogni delle colture nella quasi totalità del distretto, seppur il surplus sia distribuito in modo eterogeneo analogamente a quanto già evidenziato per l'azoto (Figura 15). L'analisi per sottobacino evidenzia come una situazione di bilancio in sostanziale pareggio sia riscontrabile nei bacini del Delta e nei territori dove prevale la coltivazione del riso (es. Agogna, Terdoppio). La differenza principale sta nell'uso prevalente di fertilizzanti sintetici in questi sottobacini che risultano più facilmente dosabili dei reflui zootecnici.

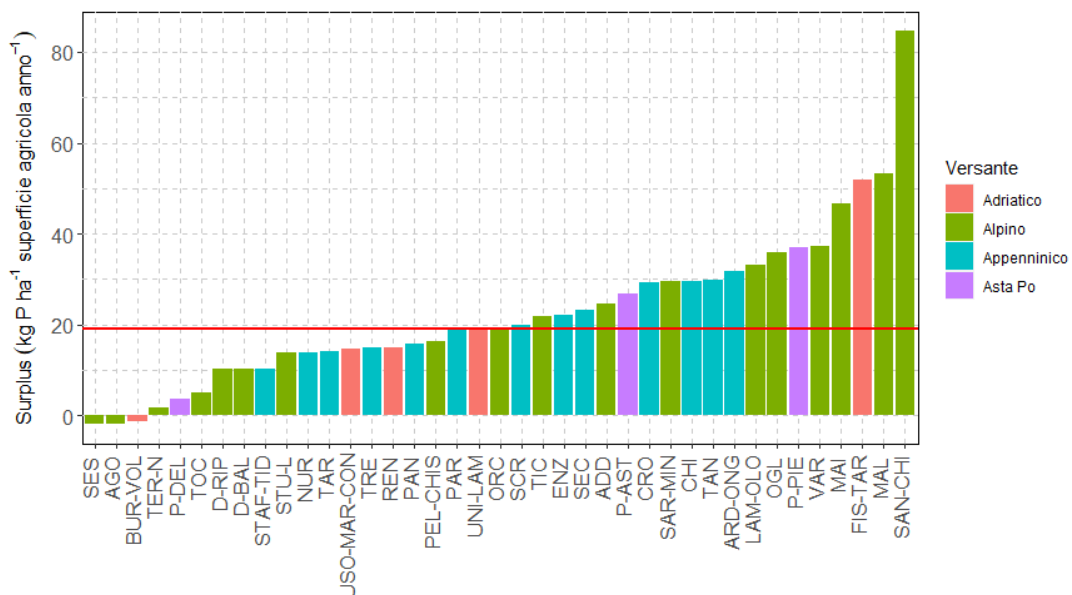


Figura 15 – Surplus medi areali di fosforo nella superficie agricola dei sottobacini del distretto riferiti al 2018. La linea rossa rappresenta il valore mediano. In ascissa è riportato l'elenco dei sottobacini idrografici. Per gli acronimi far riferimento alla Figura 4.

Carico puntiforme generato dal comparto civile ed esportato dagli impianti di depurazione

Gli abitanti equivalenti trattati dagli impianti di depurazione nel distretto del fiume Po sono risultati pari a 25.824.397 (312 AE km⁻²) concentrati soprattutto nei sottobacini Lambro-Olona (5.925.740 AE, 2.430 AE km⁻²), Adda (2.729.110 AE), Po Piemontese (2.364.872 AE), Ticino (1.861.372 AE), Uso-Marecchia-Tavollo (825.850 AE), e Agogna (349.987 AE) ognuno con AE km⁻² > 350 (Figura 16, Tabella 2). Secondo l'indice di soglia identificato da ISPRA, solamente 5 sottobacini dei 39 che ricadono all'interno del distretto non sono soggetti ad una pressione significativa da parte degli scarichi urbani (< 60 AE km⁻², Linee guida ISPRA 2018). Il carico di fosforo totale in ingresso ai depuratori risulta pari a 11.415 t anno⁻¹ (Tabella 2), pari a un carico areale medio a livello di bacino di 138 kg P km⁻² anno⁻¹. Il carico di TP generato dal comparto civile è concentrato soprattutto nei sottobacini Lambro - Olona con 2.419 t anno⁻¹ (992 kg P km⁻² anno⁻¹), Po Piemontese (1.176 t anno⁻¹), Adda (1.125 t anno⁻¹), Reno (807 t anno⁻¹), Ticino (693 t anno⁻¹), Uso - Marecchia - Tavollo (434 t anno⁻¹) e Agogna (208 t anno⁻¹) ognuno con kg P km⁻² anno⁻¹ > 140. Il carico di azoto totale immesso nei depuratori è risultato pari a 81.670 t anno⁻¹ (Tabella 2), pari a un carico areale medio a livello di bacino di 987 kg N km⁻² anno⁻¹ ed è caratterizzato da una distribuzione spaziale sovrapponibile a quella del fosforo.

Tabella 2 – Superficie (km²), numero di impianti, abitanti equivalenti (AE) e carichi di fosforo totale in ingresso (TP-I) e in uscita (TP-U) e di azoto totale in ingresso (TN-I) e in uscita (TN-U) nei sottobacini del distretto idrografico del fiume Po. I carichi sono espressi in t anno⁻¹ e rappresentano la media del triennio 2017-2019.

Sottobacino	Superficie	Impianti	AE	TP-I	TP-U	TN-I	TN-U
Adda	7734	310	2729110	1125	240	8699	3316
Agogna	998	73	349987	208	54	1073	466
Arda – Ongina	439	62	45706	23	6	136	56
Asta Po	2392	148	508661	220	56	1870	501
Burana - Po di Volano	2968	128	567034	190	66	1614	436
Chiavenna	342	64	19650	6	4	54	22
Crostolo	554	35	139325	76	15	527	114
Delta del Po	449	19	80018	14	5	86	33
Dora Baltea	3933	352	278012	196	75	1248	554
Dora Riparia	1217	40	345160	260	45	1385	622
Enza	892	155	149390	76	20	631	174
Fissero - Tartaro – Canal Bianco	2880	157	641720	217	84	1544	606
Lambro - Olona	2439	94	5925740	2419	542	17621	5380
Lamone - Rubicone	3414	134	1007900	331	55	2943	702
Maira	1215	104	72098	44	18	325	139
Malone	345	42	27574	32	19	276	138
Nure	432	74	22916	7	4	57	26
Oglio	6376	329	1565973	596	160	4709	1602

Orco	914	50	89493	35	16	281	156
Panaro	1788	187	515545	185	47	1931	519
Parma	816	79	181043	147	20	821	166
Pellice – Chisone	978	67	48908	14	12	139	89
Po Piemontese	3544	557	2364872	1176	275	8754	2440
Reno	4913	332	1222631	807	93	3720	958
Sangone - Chisola – Lemina	765	35	163113	69	26	765	249
Sarca – Mincio	3061	71	741558	354	68	2432	620
Scivia	1239	460	163268	70	44	587	334
Secchia	2101	271	592290	282	56	2127	553
Sesia	3082	592	518170	212	84	1680	825
Staffora - Luria - Versa – Coppa	1370	320	299539	123	40	989	354
Stura di Lanzo	857	57	81858	27	17	235	134
Tanaro	8134	1493	1288588	590	197	4073	1697
Taro	2032	200	141567	58	21	502	138
Terdoppio Novarese	516	33	56423	23	14	203	99
Ticino	3122	201	1861372	693	224	5235	2090
Toce	1610	98	124137	46	19	357	160
Trebbia	1074	225	51294	21	13	147	89
Uso - Marecchia – Tavollo	1249	209	825850	434	45	1825	374
Varaita	601	61	16903	10	8	68	61
Totale complessivo	82785	7918	25824397	11415	2807	81670	26991

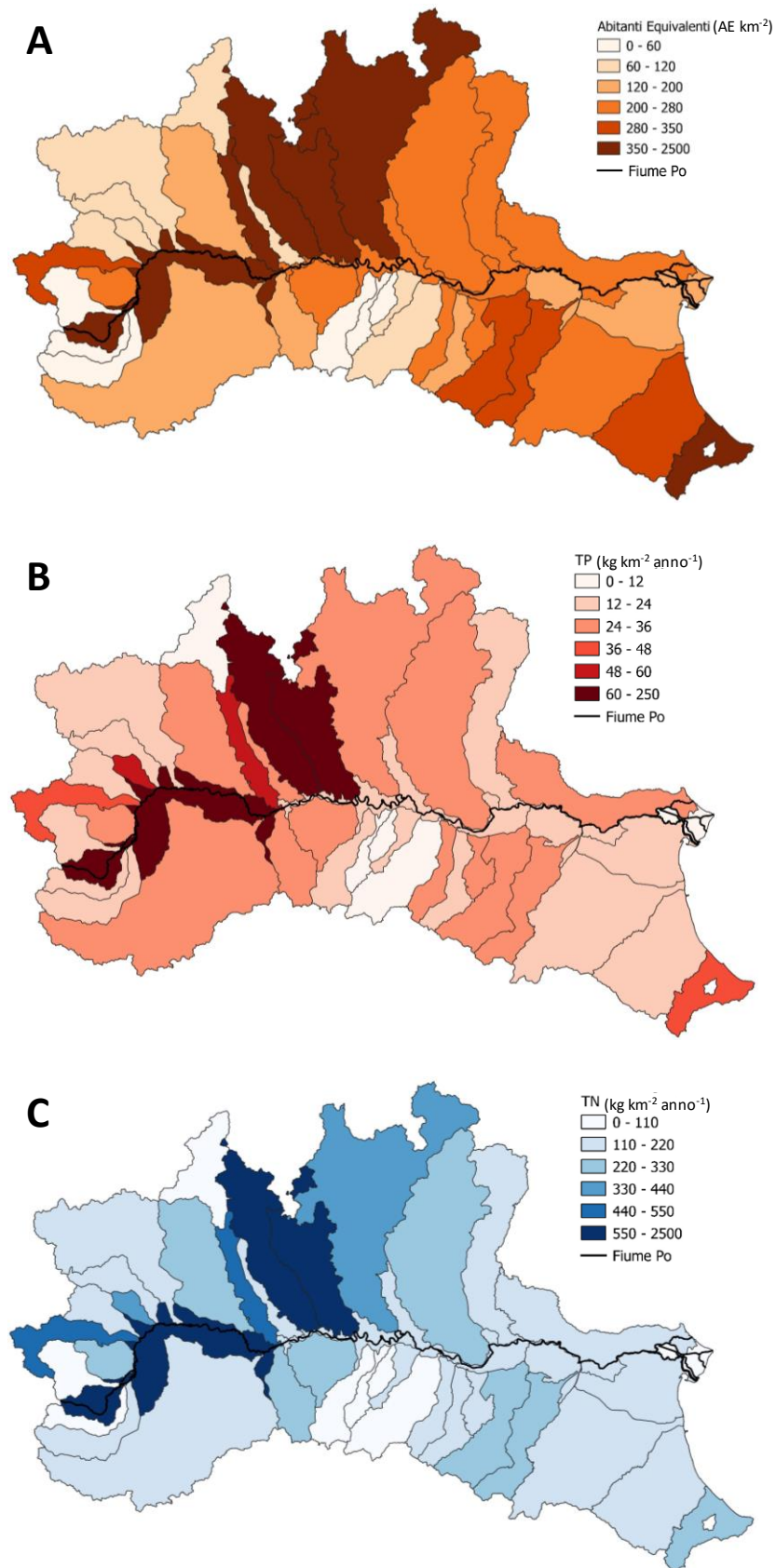


Figura 16 – Numero di AE trattati dagli impianti di depurazione di acque reflue (A; AE km⁻²) e carico di fosforo (B; TP, kg km⁻² anno⁻¹) e azoto totale (C; TN, kg km⁻² anno⁻¹) rilasciato nei sottobacini che ricadono all'interno del distretto idrografico del fiume Po. La mappa è stata ottenuta considerando come riferimento le coordinate dello scarico. I dati si riferiscono alla media del triennio 2017-2019.

Analisi del carico puntiforme esportato dagli impianti di depurazione in relazione alla dimensione

Il carico totale di P e N generato dai depuratori è stato ripartito tra le tre categorie dimensionali per valutarne il contributo totale e relativo. I depuratori più piccoli (categoria 1, AE < 2000) trattano in media il 6% degli AE del distretto del Po (Tabella 3), con il minimo contributo nel sottobacino del Lambro - Olona (0.4%) e quello massimo nel sottobacino del Trebbia (46.7%), eccezion fatta per il sottobacino del Varaita in cui sono presenti solamente depuratori di categoria 1 in quanto si tratta di un'area montana e scarsamente abitata (Figura 17).

Il contributo di questa classe dimensionale alla formazione del carico di P e N in uscita dagli impianti è rispettivamente pari al 23% e 17% (Tabella 3). Bisogna tuttavia sottolineare che in circa il 62% dei depuratori ricadenti in questa classe dimensionale non erano disponibili i dati dei carichi di TP (4433 impianti) e TN (4301 impianti) o delle concentrazioni e quindi il 59% del carico di TP e il 62% del carico di TN è stato calcolato attraverso le stime basate sugli abitanti equivalenti trattati come riportato in Tabella 3. Per questa categoria (AE < 2000) il sottobacino del Tanaro è quello maggiormente interessato in termini di AE trattati (229336 AE, 17.8%) e dei carichi generati di TP (115 t anno⁻¹, 58.3% rispetto al totale generato nel sottobacino) e TN (836 t anno⁻¹, 49.3% rispetto al totale generato nel sottobacino), mentre quello meno interessato dalla presenza di piccoli impianti è risultato essere il Crostolo: 4563 AE (3.3%), 2 t P anno⁻¹ (14.8% rispetto al totale generato nel sottobacino), 7 t N anno⁻¹ (6.2% rispetto al totale generato nel sottobacino) (Figura 17 e Figura 18).

Tabella 3 – Numero di impianti (n), numero di abitanti equivalenti trattati (AE), carichi di fosforo totale (TP) e di azoto totale (TN) in uscita dagli impianti e carico di fosforo totale (PS) e di azoto totale (NS) stimato, suddivisi per le 3 categorie di dimensionamento degli impianti di depurazione (media del triennio 2017-2019). In parentesi è riportato il contributo percentuale di ogni voce rispetto al totale del distretto del fiume Po. I carichi sono espressi in t anno⁻¹. (Categoria1, AE < 2000; Categoria 2, 2000 < AE < 10000; Categoria 3, AE > 10000).

Categoria	n	AE	TP	TN	PS	NS
1	7043 (89)	1481629 (6)	641 (23)	4486 (16)	381	2764
2	552 (7)	2567217 (10)	374 (13)	2899 (11)	27	372
3	322 (4)	21775552 (84)	1792 (64)	19606 (73)	11	169

Gli impianti di dimensione intermedia ($2000 < AE < 10000$, categoria 2) sono 552 (il 7% del totale) e trattano il 10% degli AE del distretto del fiume Po (Tabella 3). Questa classe dimensionale contribuisce per il 13% al carico totale di TP e per l'11% a quello di TN (Tabella 3). In questa categoria, il numero di depuratori di cui non è disponibile il dato di carico misurato è inferiore a 50. Di conseguenza il contributo della frazione stimata rispetto al carico totale è risultato inferiore rispetto alla classe dimensionale <2000 AE sia con riferimento al TP (7%) che al TN (13%).

Gli impianti di maggiore dimensione ($AE > 10000$, categoria 3) attivi all'interno del distretto padano sono 322 (il 4% del totale) e trattano più dell'84% degli AE (Figura 17, Tabella 3). Questa classe dimensionale contribuisce per il 64% al carico di P e per il 73% a quello di N (Tabella 3). Per questa categoria non si hanno a disposizione i dati di carico di 7 (P) e 10 (N) impianti. Il carico stimato per gli impianti di questa classe dimensionale rappresenta quindi una piccola porzione, meno dell'1%, del carico di P e di N emesso da questa categoria di depuratori. Il sottobacino del Lambro - Olona è quello maggiormente sottoposto alle pressioni degli impianti di grandi dimensioni con 5.796.381 AE (97.8%), 514 t P anno⁻¹ (94.8%) e 5174 t N anno⁻¹ (96.2%), mentre quello meno impattato è risultato essere il Pellice - Chisone per AE (17250, 39.4%) e il Delta del Po per i carichi in uscita di TP (0.1 t anno⁻¹, 2.5%) e TN (0.8 t anno⁻¹, 2.5%) (Figura 17 e Figura 18).

Abbattimento del carico generato dagli impianti di depurazione in relazione alla dimensione

Per valutare l'efficienza di abbattimento del carico di fosforo e azoto in ingresso ai depuratori sono stati considerati solamente i depuratori per i quali era a disposizione il dato del carico o della concentrazione.

Complessivamente il carico di P in ingresso ai depuratori è risultato pari a 10259 t anno⁻¹ a fronte di un carico in uscita pari a 2382 t anno⁻¹. Il carico totale di fosforo che viene abbattuto è quindi di 7877 t anno⁻¹ pari al 77% del carico totale in ingresso (Tabella 4). Questo dato è risultato comunque molto variabile tra i differenti depuratori e compreso tra un minimo di 0% e un massimo di 98%. Complessivamente il carico di N in ingresso ai depuratori è risultato pari a 77273 t anno⁻¹ mentre quello in uscita è risultato pari a 23641 t anno⁻¹. Il carico totale di azoto che viene abbattuto è quindi di 53632 t anno⁻¹ pari al 69% del carico totale in ingresso. Anche in questo caso la percentuale di abbattimento è risultata variabile tra i differenti depuratori e compresa tra un minimo di 0% e un massimo di 96%.

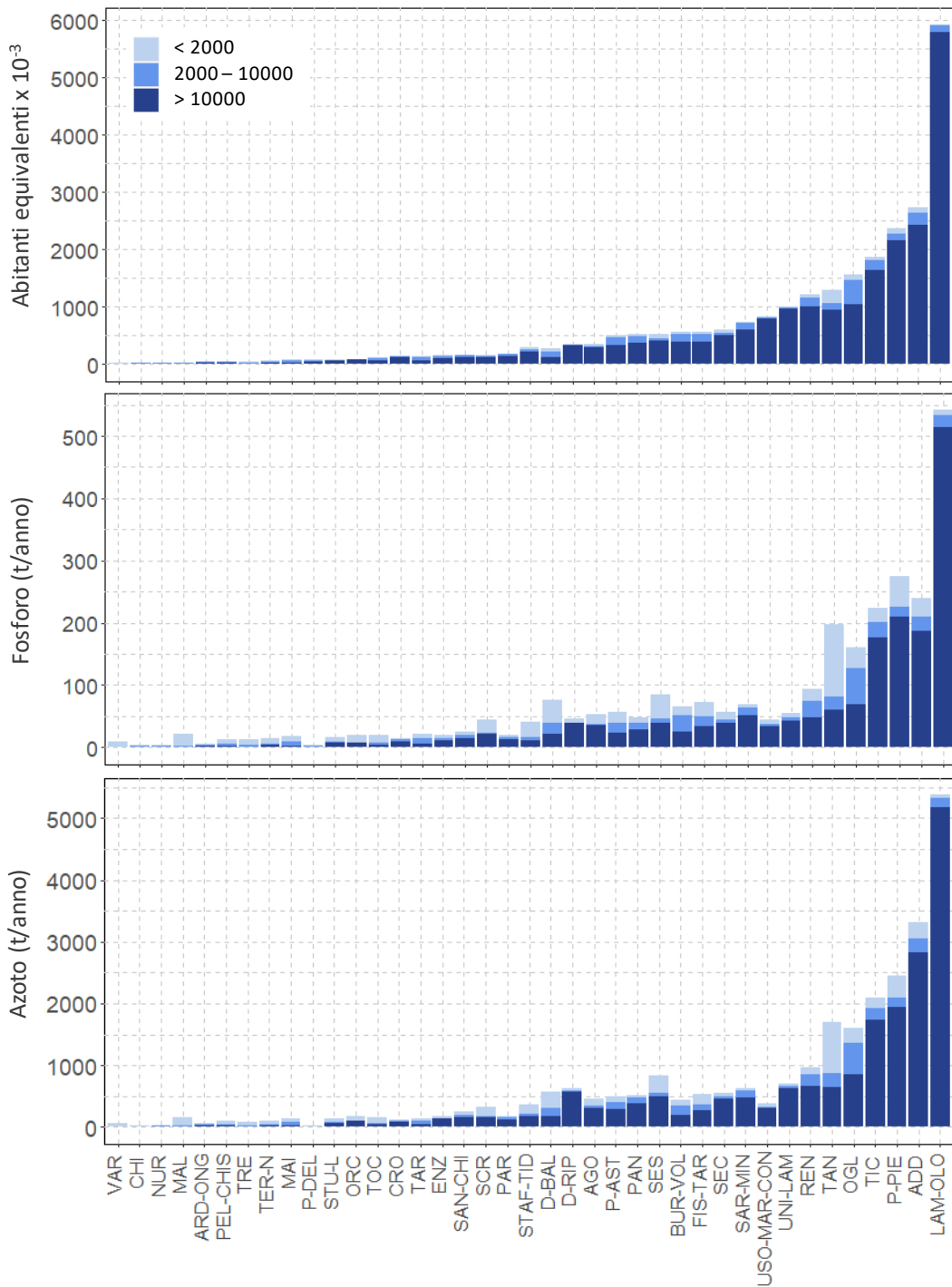


Figura 17 – Abitanti equivalenti trattati (Abitanti equivalenti), carico di fosforo totale (Fosforo) e dell’azoto totale (Azoto) in uscita dagli impianti delle tre categorie di depuratori di acque reflue (Categoria1, AE < 2000; Categoria 2, 2000 < AE < 10000; Categoria 3, AE > 10000) nei sottobacini che ricadono all’interno del distretto del fiume Po. I carichi sono espressi in t anno⁻¹. In ascissa è riportato l’elenco dei sottobacini idrografici. Per gli acronimi far riferimento alla Figura 4. I dati utilizzati e i risultati si riferiscono alla media del triennio 2017-2019.

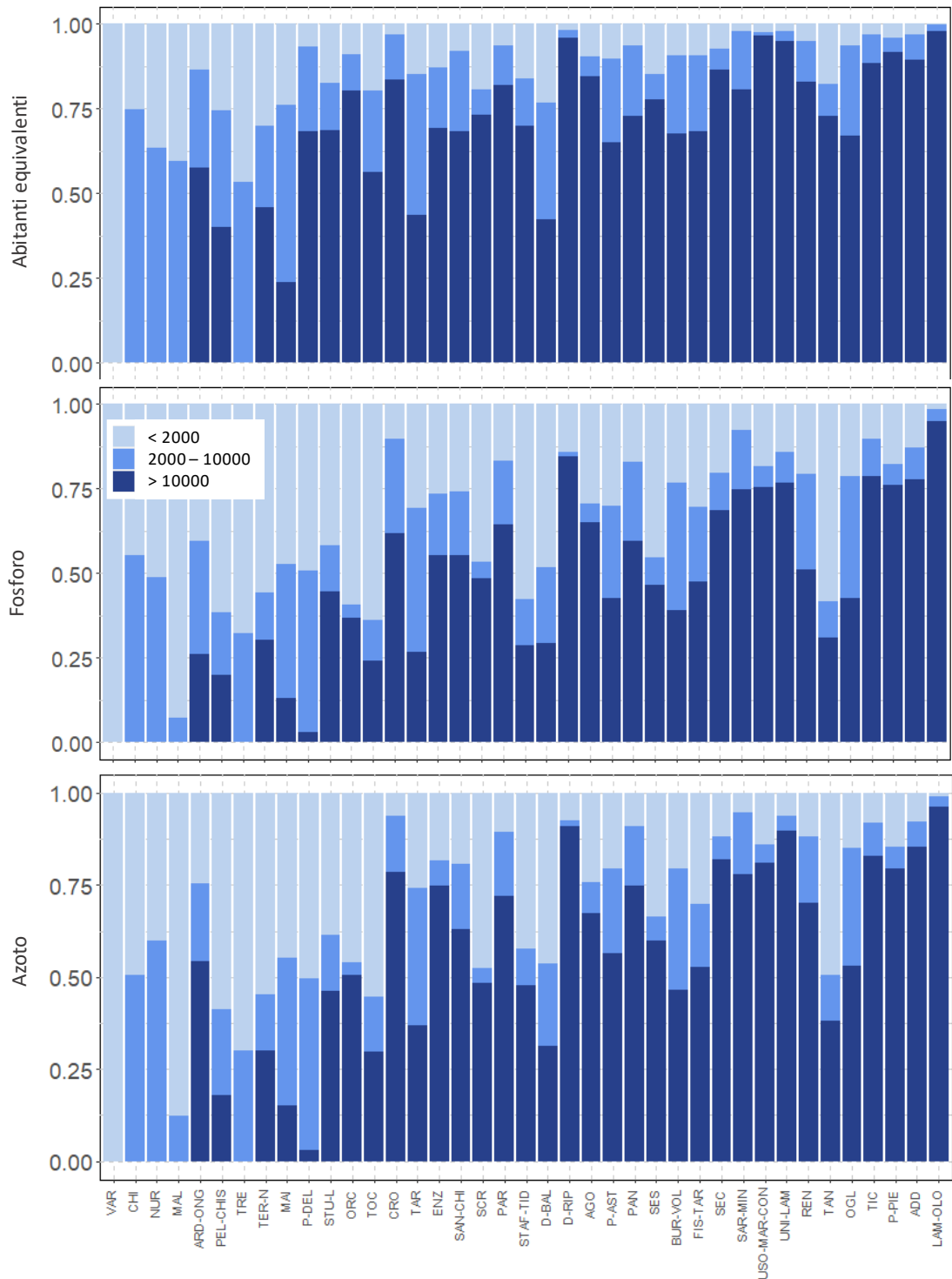


Figura 18 – Contributo relativo degli abitanti equivalenti trattati (Abitanti equivalenti), del carico di fosforo totale (Fosforo) e dell’azoto totale (Azoto) in uscita dagli impianti delle tre categorie di depuratori di acque reflue (Categoria1, AE < 2000; Categoria 2, 2000 < AE < 10000; Categoria 3, AE > 10000) nei sottobacini che ricadono all’interno del distretto del fiume Po. In ascissa è riportato l’elenco dei sottobacini idrografici. Per gli acronimi far riferimento alla Figura 4. I dati utilizzati e i risultati si riferiscono alla media del triennio 2017-2019.

Tabella 4 – Carichi complessivi di fosforo totale (TP) e di azoto totale (TN) in ingresso e in uscita dagli impianti di depurazione delle acque reflue e percentuale (%) di abbattimento delle 3 categorie di dimensionamento degli impianti di depurazione delle acque reflue che ricadono all'interno del distretto idrografico del fiume Po. Il carico è espresso in t anno⁻¹. Non sono stati considerati i carichi stimati negli impianti in cui non era disponibile il dato di concentrazione o del carico idraulico. (Categoria1, AE < 2000; Categoria 2, 2000 < AE < 10000; Categoria 3, AE > 10000). I dati utilizzati e i risultati si riferiscono alla media del triennio 2017-2019.

	TP			TN		
	Ingresso	Uscita	(%)	Ingresso	Uscita	(%)
Totale	10259	2382	77	77273	23641	69
1	463	256	45	3349	1692	49
2	895	345	61	7334	2512	66
3	8901	1781	80	66590	19437	71

Il carico in ingresso è trasformato con maggiore efficacia nei depuratori di maggiori dimensioni (Tabella 4 e Figura 19) dove in media circa l'80% (TP) e il 70% (TN) è abbattuto. Nei depuratori con AE < 2000 l'efficienza media di abbattimento è invece risultata pari al 45% (TP) e 49% (TN). Anche in questo caso, tuttavia, l'efficienza di abbattimento è risultata molto variabile all'interno delle tre differenti classi dimensionali (Figura 19).

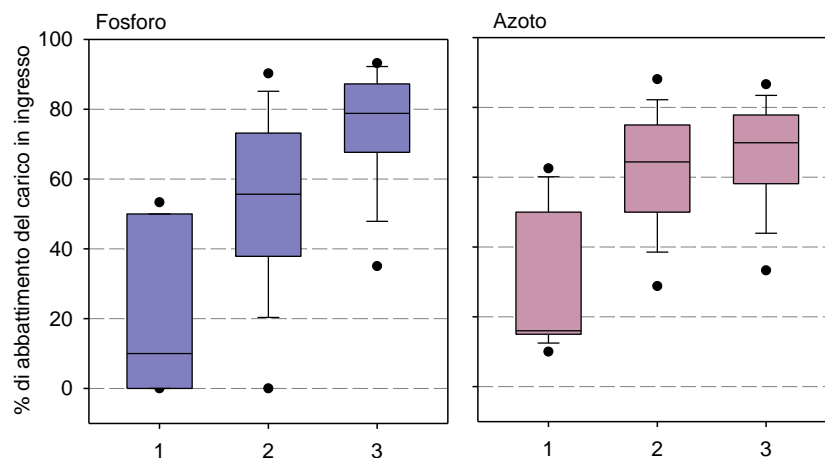


Figura 19 – Distribuzione della percentuale di abbattimento di fosforo e azoto nelle 3 categorie di dimensionamento degli impianti di depurazione delle acque reflue. Non sono state considerate le percentuali di abbattimento degli impianti su cui sono stati stimati i carichi. I dati utilizzati e i risultati si riferiscono alla media del triennio 2017-2019.

FORMAZIONE E TRASPORTO DEI CARICHI IN SEZIONI FLUVIALI CRITICHE

Obiettivi

Questa attività, che risponde agli obiettivi specifici 1, 3, 4 e 6, ha avuto lo scopo di aggregare e sistematizzare il quadro delle informazioni disponibili in termini di caratteristiche fisiche e chimiche delle acque, di quantificare i carichi di azoto e fosforo veicolati al mare Adriatico, evidenziando i contributi dei principali sottobacini del distretto, di analizzare le variazioni temporali del carico in una selezione di sottobacini e di analizzare le relazioni tra pressioni antropiche e carichi veicolati.

Recupero dei dati necessari e approccio metodologico al calcolo dei carichi

I dati relativi agli elementi di qualità fisica e chimica riferiti ai corpi idrici del distretto del fiume Po provengono dalle reti di monitoraggio gestite dalle Agenzie Regionali per la Protezione Ambientale (ARPA). I dati sono stati inviati direttamente dalle Agenzie Regionali e/o scaricati interrogando i sistemi on-line regionali. Un dettaglio delle metodologie utilizzate per la raccolta, la validazione e la sistematizzazione dei dati e per il calcolo dei carichi esportati è riportata in allegato A. Nello stesso allegato sono descritte le problematiche incontrate nel corso della raccolta dei dati e nel calcolo dei carichi.

Risultati

Variazione spaziale delle concentrazioni di azoto e fosforo nel distretto del Po

Le concentrazioni delle differenti forme dell'azoto e del fosforo sono risultate estremamente variabili. I valori minimi spesso corrispondono ai limiti di quantificazione (successivamente indicato come LOQ) e per alcuni bacini con basse concentrazioni la maggior parte dei valori risulta appiattita su questa soglia.

A livello di distretto, nel periodo 2016-2019, la concentrazione mediana di azoto totale nelle singole stazioni è risultata compresa tra 0.5 mg l⁻¹ (LOQ) e 21.1 mg l⁻¹ (valore mediano 1.45 mg l⁻¹). I valori sono distribuiti in modo eterogeneo nel distretto con concentrazioni mediane più elevate nella porzione centrale (Figura 20). La concentrazione mediana di azoto nitrico è risultata compresa tra 0.06 mg l⁻¹ (LOQ) e 14.0 mg l⁻¹ (valore mediano 0.9 mg l⁻¹). La distribuzione delle concentrazioni rispecchia quella dell'azoto totale. La concentrazione mediana di azoto ammoniacale (0.04 mg l⁻¹) è in generale più bassa rispetto

di quella dell'azoto nitrico ed è risultata compresa tra 0.01 mg l^{-1} (LOQ) e 19.8 mg l^{-1} . Contrariamente a quanto osservato per l'azoto nitrico la distribuzione delle concentrazioni dell'azoto ammoniacale non sempre rispecchia quella dell'azoto totale.

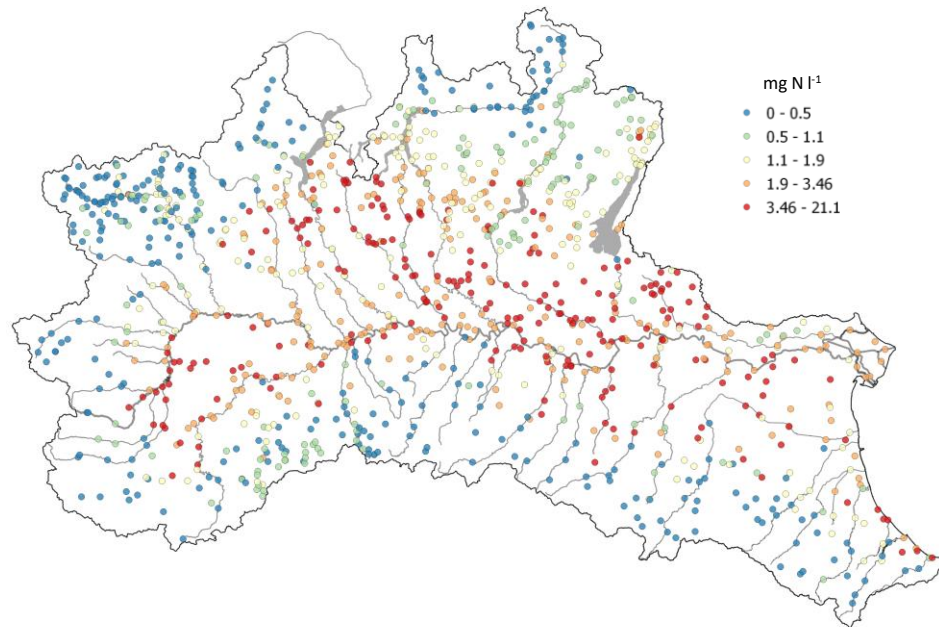


Figura 20 – Distribuzione delle concentrazioni mediane di azoto totale misurate nel periodo 2016-2019.

La concentrazione mediana di fosforo totale (Figura 21) è risultata compresa tra 0.0033 mg l^{-1} (LOQ) e 2.2 mg l^{-1} (valore mediano 0.05 mg l^{-1} - LOQ). La distribuzione delle concentrazioni di fosforo reattivo solubile rispecchia quella del fosforo totale e, come per l'azoto, anche per il fosforo le concentrazioni maggiori si trovano nella porzione centrale del distretto.

Nelle stazioni utilizzate per il calcolo dei carichi la concentrazione mediana di azoto totale (TN) è risultata pari a 2.4 mg N l^{-1} , compresa tra 1.0 mg N l^{-1} (LOQ) e 47.2 mg N l^{-1} nel periodo 2016-2019. Nel 46% delle stazioni il valore mediano riferito allo stesso periodo è superiore alla mediana generale (Figura 22). In particolare, 8 stazioni sono affluenti in sinistra idrografica, 9 in destra e 4 sfociano direttamente in Adriatico. La concentrazione mediana di azoto nitrico è risultata pari a 1.6 mg N l^{-1} , compresa tra 0.1 mg N l^{-1} (LOQ) e 40.6 mg N l^{-1} . Tra le stazioni con un valore mediano superiore, 9 si trovano in sinistra idrografica, 7 in destra idrografica e 3 in fiumi che sfociano direttamente in Adriatico (Figura 23). Infine, per quanto riguarda l'azoto ammoniacale la concentrazione mediana è risultata pari a 0.08 mg l^{-1} , compresa tra $0.015 \text{ mg N l}^{-1}$ (LOQ) e 15.2 mg N l^{-1} ; tra le stazioni con un valore mediano

superiore, 7 si trovano in sinistra idrografica, 8 in destra, e 6 in fiumi che sfociano direttamente in Adriatico (Figura 24).

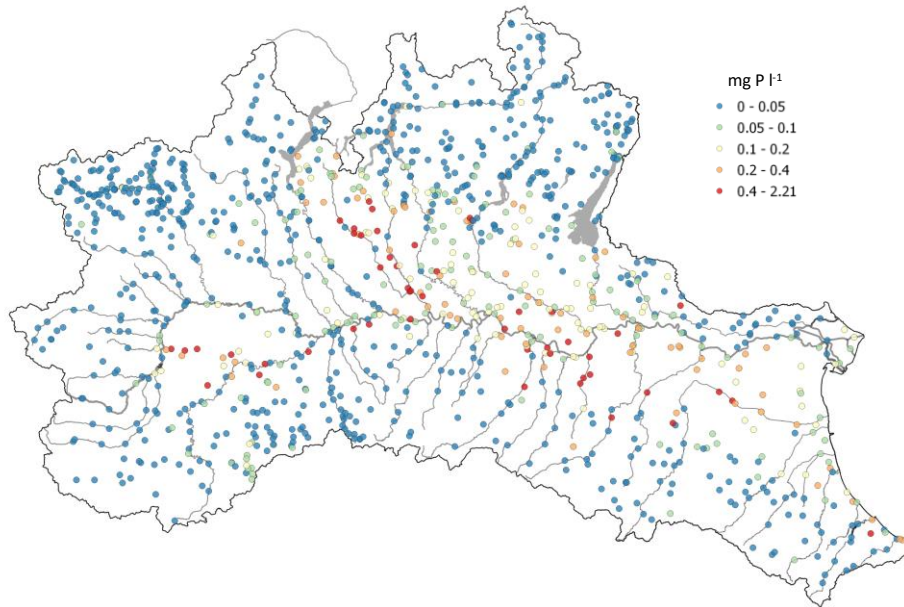


Figura 21 – Distribuzione delle concentrazioni medie di fosforo totale misurate nel periodo 2016-2019.

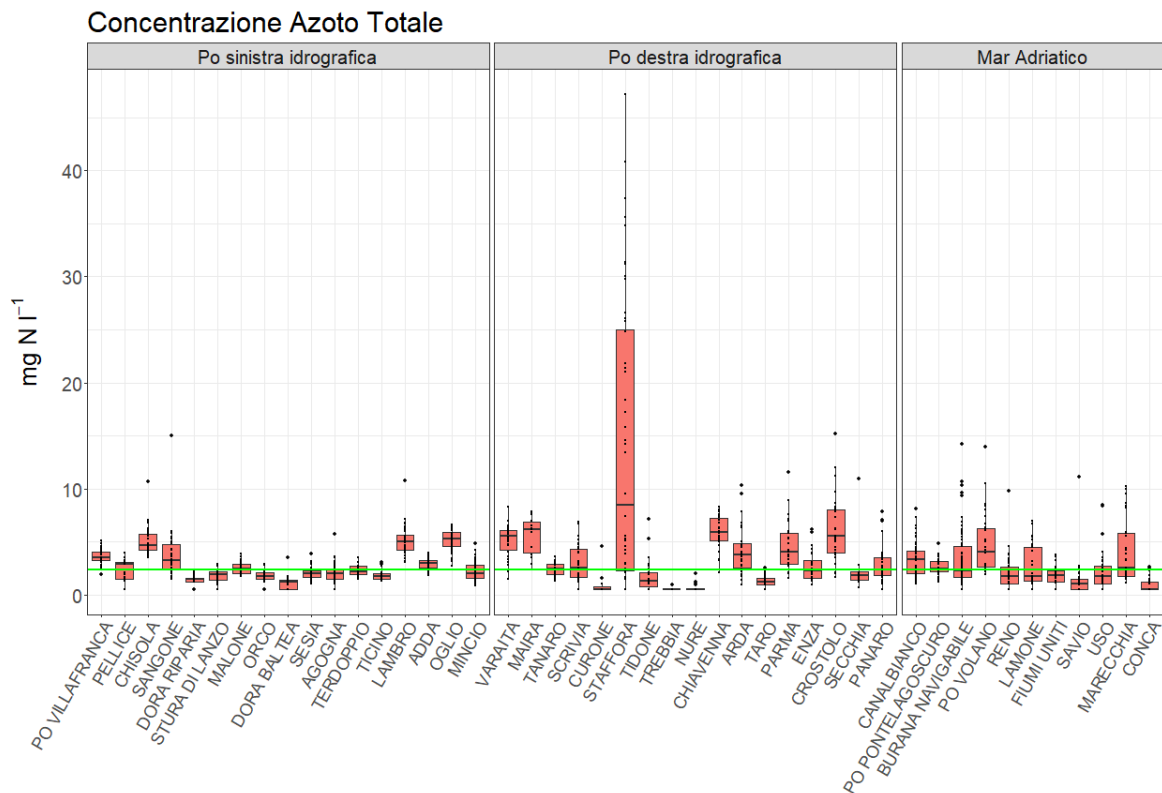


Figura 22 – Boxplot della distribuzione delle concentrazioni di azoto totale misurate nelle stazioni di stima dei carichi nel periodo 2016-2019. La linea verde rappresenta il valore mediano di tutte le stazioni.

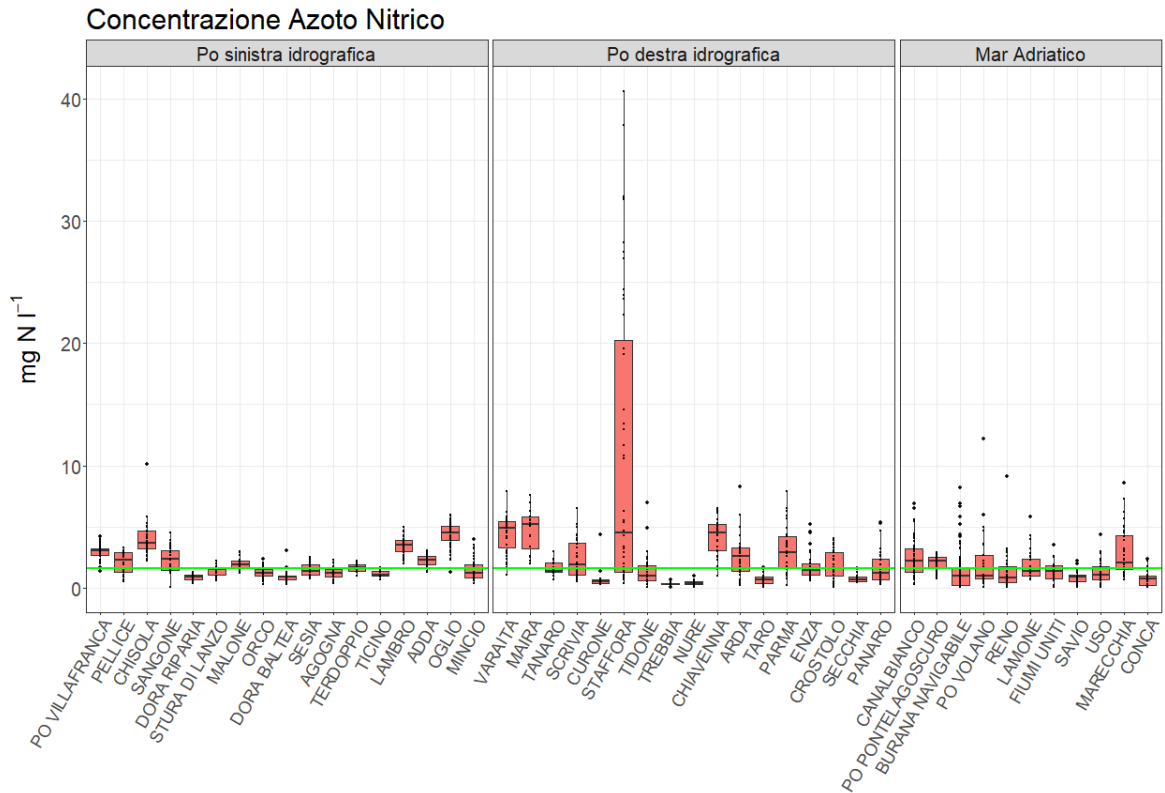


Figura 23 – Boxplot della distribuzione delle concentrazioni di azoto nitrico misurate nelle stazioni di stima dei carichi nel periodo 2016-2019. La linea verde rappresenta il valore mediano di tutte le stazioni.

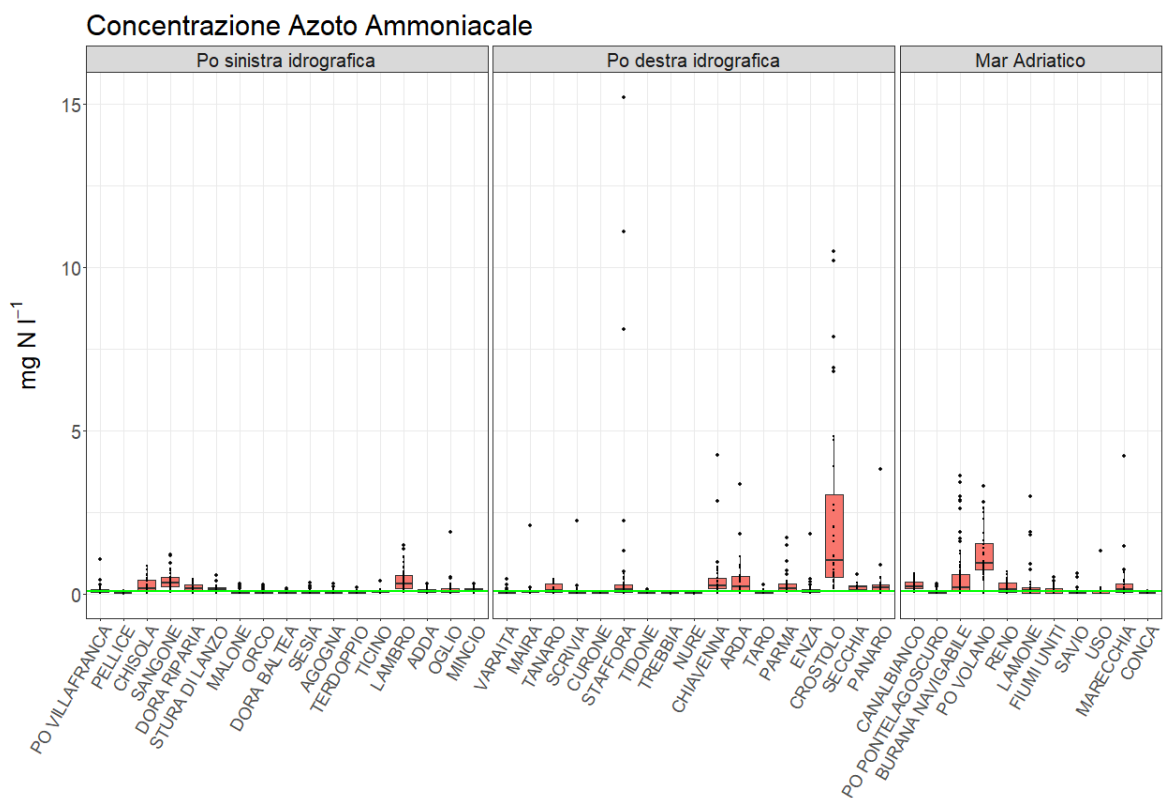


Figura 24 – Boxplot della distribuzione delle concentrazioni di azoto ammoniacale misurate nelle stazioni di stima dei carichi nel periodo 2016-2019. La linea verde rappresenta il valore mediano di tutte le stazioni.

La concentrazione mediana del fosforo totale (TP) è risultata pari a 0.07 mg P l⁻¹, compresa tra 0.01 mg P l⁻¹ (LOQ) e 2.1 mg P l⁻¹; le stazioni con una concentrazione mediana superiore a quella del distretto rappresentano il 42% del totale. In particolare, 5 stazioni si trovano negli affluenti in sinistra idrografica, 8 in quelli in destra e 6 in fiumi che sfociano nell'Adriatico (Figura 25). Il valore mediano della concentrazione di fosforo reattivo solubile è risultato pari a 0.05 mg P l⁻¹ (LOQ). In 19 stazioni il valore mediano è risultato superiore a quello complessivo; 7 sono situate in affluenti in sinistra idrografica, 7 in destra idrografica e 5 in fiumi che sfociano nell'Adriatico (Figura 26).

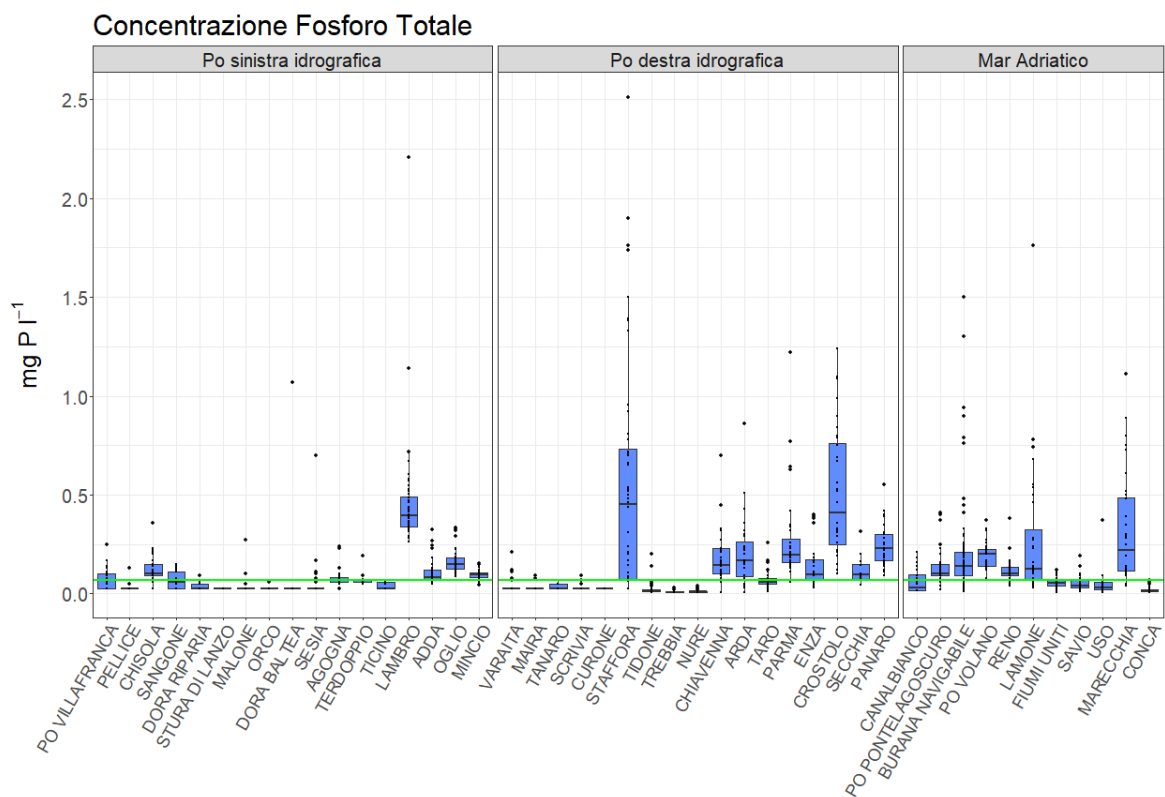


Figura 25 – Boxplot della distribuzione delle concentrazioni di fosforo totale misurate nelle stazioni di stima dei carichi nel periodo 2016-2019. La retta in verde rappresenta il valore mediano di tutte le stazioni.

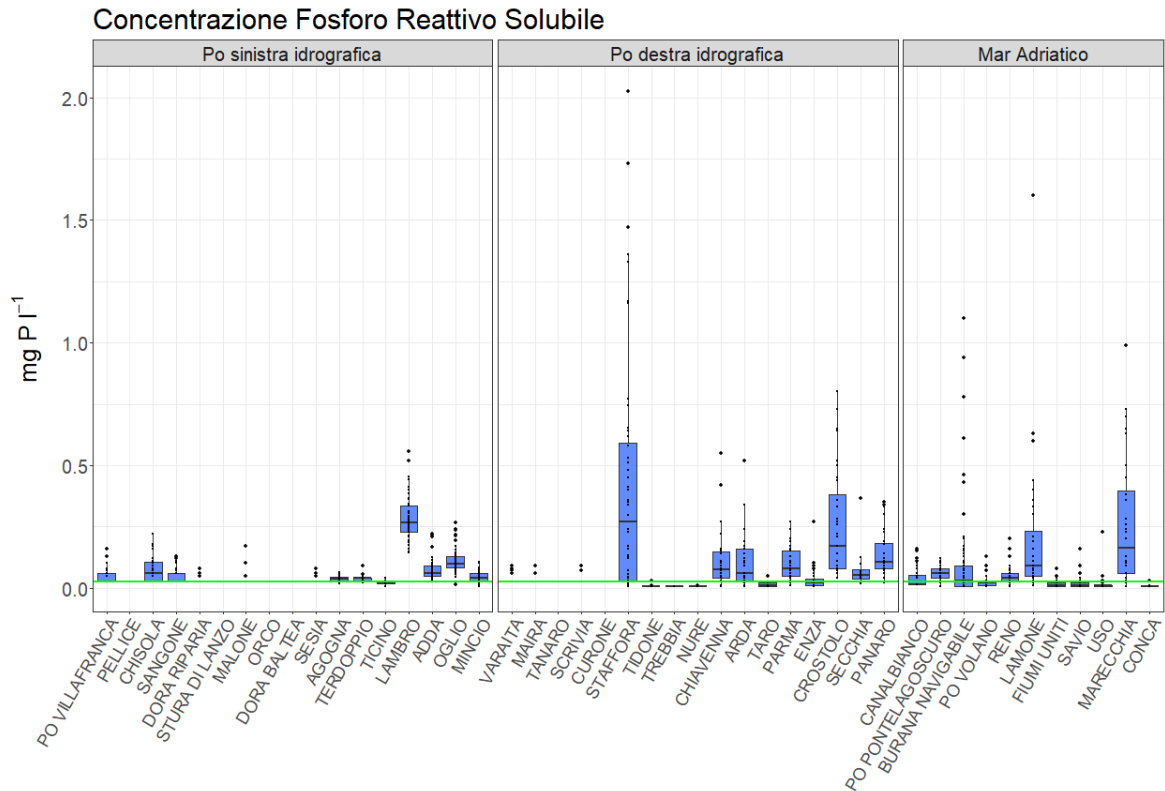


Figura 26 – Boxplot della distribuzione delle concentrazioni di fosforo reattivo solubile misurate nelle stazioni di stima dei carichi nel periodo 2016-2019. La retta in verde rappresenta il valore mediano di tutte le stazioni.

Nel periodo 2016-2019 la concentrazione di nutrienti è risultata variabile anche lungo l'asta del fiume Po (

Figura 27). La prima stazione funge sostanzialmente da riferimento, in quanto i valori di concentrazione sono misurati alla sorgente mentre la seconda stazione (Po a Villafranca) chiude il sottobacino montano del Po. Da Villafranca in poi il Po riceve l'acqua degli affluenti principali. Infine, la stazione di Pontelagoscuro integra l'effetto di tutti gli affluenti sulle concentrazioni di elementi nutritivi al netto dell'effetto del metabolismo fluviale. Tutti i valori successivamente citati, se non espressamente indicato, sono mediane.

La concentrazione di azoto totale a Crissolo ha un valore pari al limite di rilevabilità di 1 mg l^{-1} , a Villafranca raggiunge 3.5 mg l^{-1} e tocca il massimo a Carignano e Torino con una concentrazione di 4.1 mg l^{-1} . Quindi la concentrazione diminuisce e rimane stabile tra Casale Monferrato e Boretto intorno a 2.3 mg l^{-1} per poi risalire a Borgoforte, dopo l'entrata dell'Oglio (3.8 mg l^{-1}), e infine torna a 2.5 mg l^{-1} a Pontelagoscuro. Un comportamento del tutto simile si evidenzia anche con riferimento alle concentrazioni mediane di azoto nitrico. Per quanto riguarda l'azoto ammoniacale, invece, la concentrazione mediana è inferiore al

limite di rilevabilità (0.030 mg l^{-1}) a Crissolo e raggiunge il massimo a Castiglione Torinese con 0.125 mg l^{-1} . Successivamente il valore si stabilizza fino a Pontelagoscuro (0.050 mg l^{-1}).

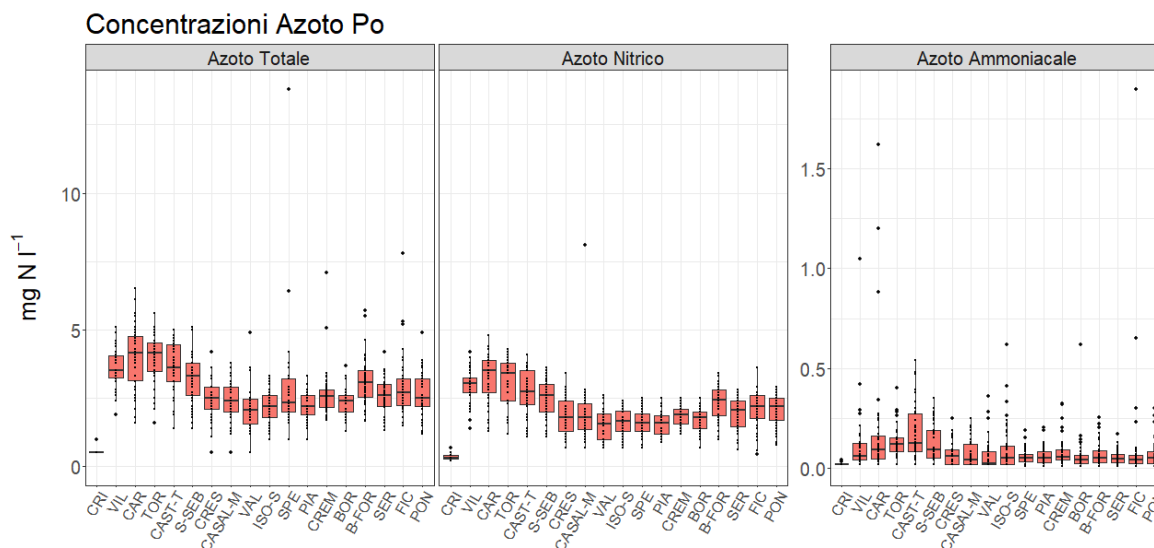


Figura 27 – Boxplot della distribuzione delle concentrazioni di azoto misurate nelle stazioni situate lungo l’asta del fiume Po nel periodo 2016-2019. Sull’asse delle ascisse sono riportate le iniziali delle stazioni (Crissolo = CRI; Villafranca = VIL; Carignano = CAR; Torino = TOR; Castiglione Torinese=CAST-T; San Sebastiano = S-SEB; Crescentino = CRES; Casale Monferrato = CASAL-M; Valenza = VAL; Isola S. Antonio = ISO-S; Spessa = SPE; Piacenza = PIA; Cremona = CREM; Boretto = BOR; Borgoforte = B-FOR; Sermide = SER; Ficarolo = FIC; Pontelagoscuro = PON). La stazione di Ficarolo corrisponde alla stazione di misura delle concentrazioni di Stellata-Bondeno. Le stazioni sono riportate in ordine di distanza crescente dalla sorgente.

Anche la concentrazione del fosforo (Figura 28) evidenzia un chiaro andamento monte-valle, con un comportamento complessivo sensibilmente diverso rispetto all’azoto. La concentrazione del fosforo totale a Crissolo è inferiore al limite di rilevabilità (0.05 mg l^{-1}) e poi aumenta fino a 0.1 mg l^{-1} a Castiglione Torinese. Successivamente la concentrazione torna a valori inferiori al limite di rilevabilità fino ad Isola Sant’Antonio. Nel tratto potamale del fiume Po, tra Isola S. Antonio e Pontelagoscuro la concentrazione mediana è compresa tra 0.11 e 0.10 mg l^{-1} . L’andamento della concentrazione del fosforo reattivo solubile è risultato simile anche se con valori inferiori. Nel tratto compreso tra Crissolo e Isola S. Antonio la concentrazione mediana più bassa, inferiore al limite di rilevabilità (0.05 mg l^{-1}) è stata misurata nella stazione di monte e quella più elevata a Castiglione Torinese (0.055 mg l^{-1}). Nel tratto compreso tra Isola S. Antonio e Pontelagoscuro è stato misurato un massimo di concentrazione a Cremona (0.076 mg l^{-1} , dopo l’entrata del Lambro), mentre a Pontelagoscuro il valore mediano di concentrazione è risultato pari a 0.06 mg l^{-1} .

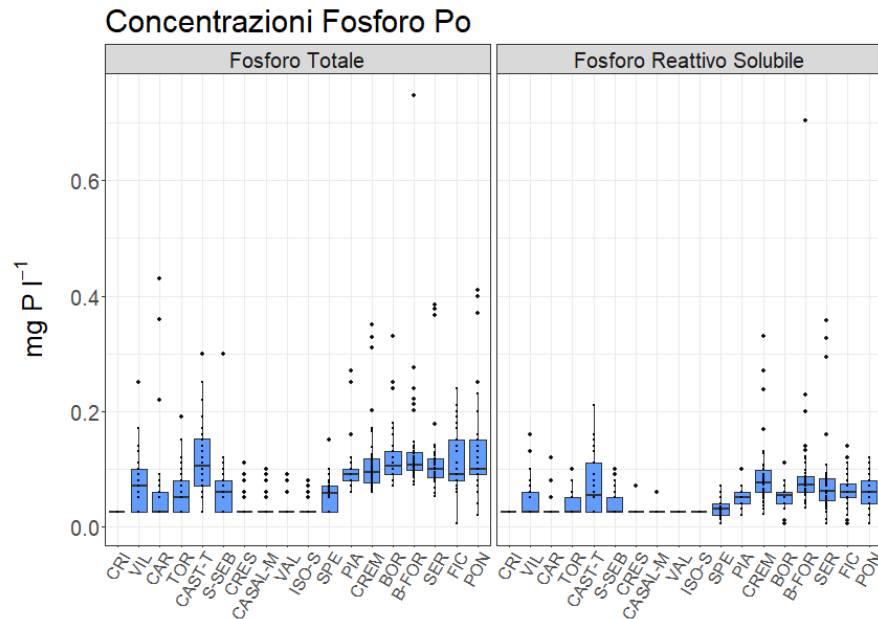


Figura 28 – Boxplot della distribuzione delle concentrazioni di fosforo misurate nelle stazioni situate lungo l’asta del fiume Po nel periodo 2016-2019. Sull’asse delle ascisse sono riportate le iniziali delle stazioni, per gli acronimi si può far riferimento alla Figura 27. Le stazioni sono riportate in ordine di distanza crescente dalla sorgente.

Variazione spaziale dei carichi di azoto e fosforo nel distretto del Po

Nella Figura 29 sono riportate le distribuzioni dei dati medi mensili di portata nelle stazioni utilizzate per il calcolo dei carichi esportati dai sottobacini, mentre nella Figura 30 i dati di portata delle stazioni utilizzate per il fiume Po. Tutti i dati sono riferiti al periodo 2016-2019. Le portate medie mensili dei sottobacini sono risultate estremamente variabili e comprese tra $0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, misurata in diversi torrenti appenninici nel periodo estivo, e $652 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, misurata nel Tanaro a novembre 2019. Le portate medie (periodo 2016-2019) più elevate sono state misurate nel Ticino ($194 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), Adda ($177 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), Tanaro ($121 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), Oglio ($107 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e Sesia ($64 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Tra questi affluenti, solo il Tanaro si trova in destra idrografica. Il Reno, con una portata media di $47 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, è il fiume con la portata media maggiore nel gruppo fiumi naturali che sfociano direttamente in Adriatico. Per l’approfondimento sui bacini di bonifica deltizi si rimanda al capitolo successivo.

Per quanto riguarda la portata del fiume Po (Figura 30), questa aumenta da monte verso valle passando da un valore medio di $0.9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ a Crissolo a un valore di $1313.9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ a Pontelagoscuro.

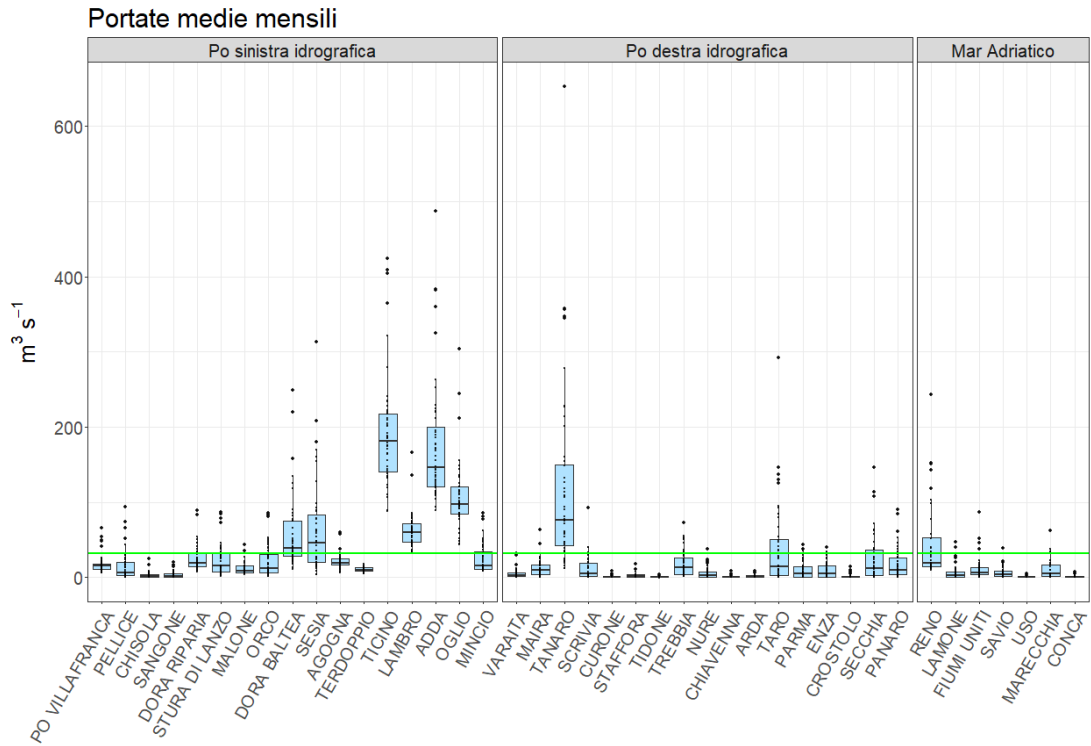


Figura 29 – Boxplot delle distribuzioni dei dati medi mensili di portata riferiti al periodo 2016-2019 nelle stazioni utilizzate per il calcolo dei carichi esportati dai sottobacini. La linea in verde rappresenta la media tra tutti i valori, pari a $31.6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

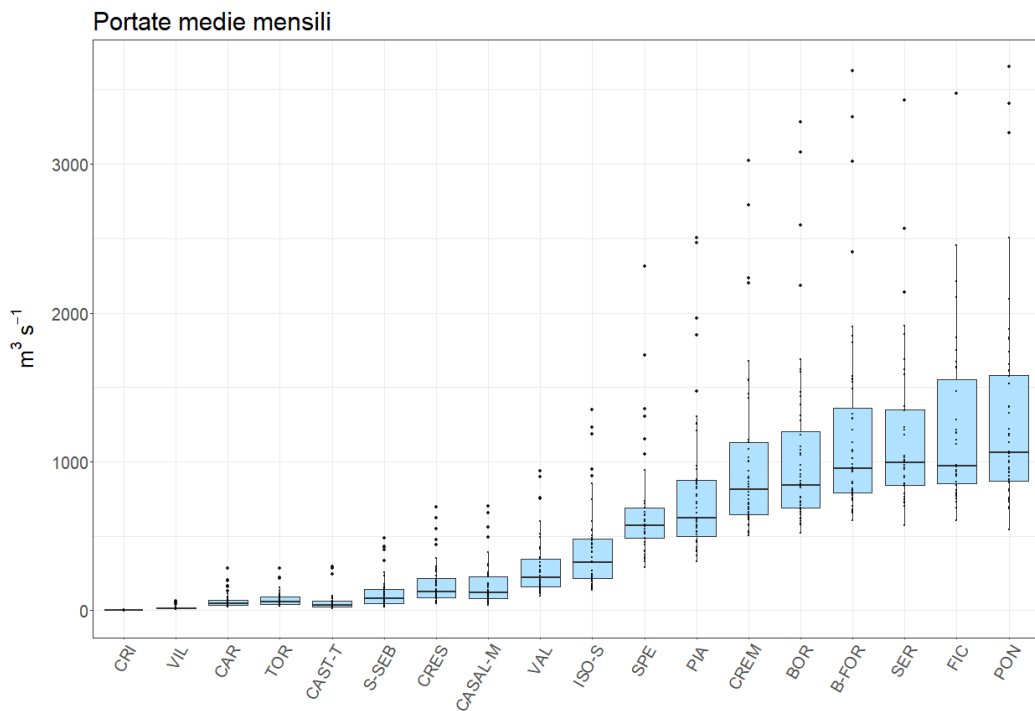


Figura 30 – Boxplot delle distribuzioni dei dati medi mensili di portata riferiti al periodo 2016-2019 nelle stazioni utilizzate per il calcolo dei carichi transitati in Po. Sull’asse delle ascisse sono riportate le iniziali delle stazioni, per gli acronimi si può far riferimento alla Figura 27. Le stazioni sono riportate in ordine di distanza crescente dalla sorgente.

Carichi di azoto e fosforo veicolati in Adriatico

Il carico di azoto totale veicolato in Adriatico è risultato compreso tra 84684 t anno⁻¹ nel 2017 e 153984 t anno⁻¹ nel 2019 (valore medio 121334 t anno⁻¹) (Figura 31).

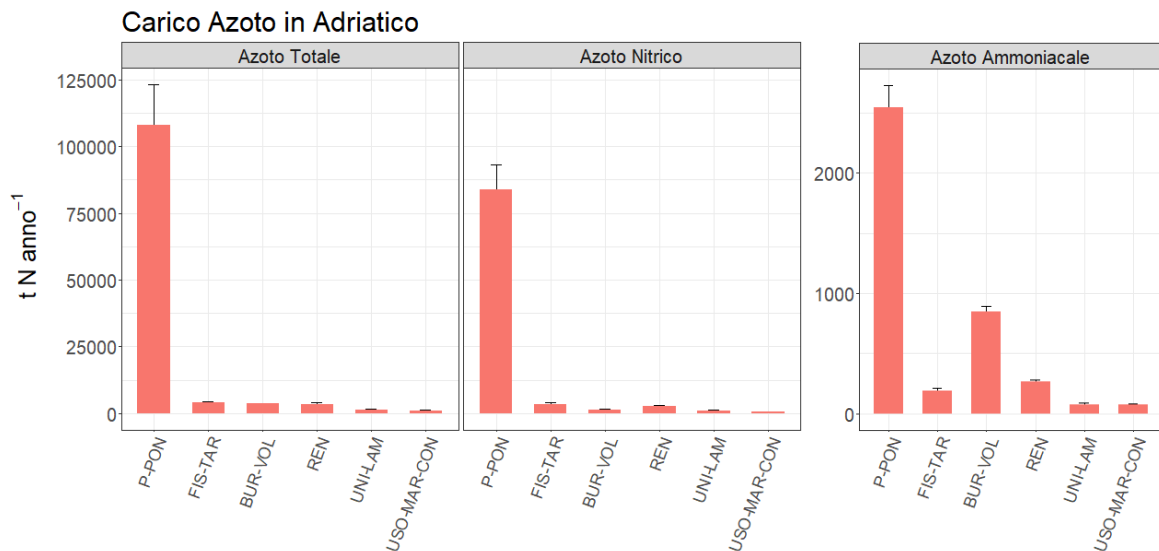


Figura 31 – Carichi annuali (media ± dev.st) di azoto (t anno⁻¹) veicolati dal bacino del Po e dai bacini che sfociano direttamente in Adriatico riferiti al periodo 2016-2019 (Po=P-PON; Burana - Po di Volano=BUR-VOL; Fissero - Tartaro – Canalbianco=FIS-TAR; Fiumi Uniti – Lamone =UNI-LAM; Reno=REN; Uso - Marecchia – Conca=USO-MAR-CON).

Il Po contribuisce per l'89% al carico totale mentre i bacini adriatici (Reno, Fiumi Uniti – Lamone, Uso – Marecchia – Conca) contribuiscono per il 5%, tra questi il Reno (2313 – 4411 t anno⁻¹) è quello con il carico più elevato. Le due bonifiche costiere analizzate in questo studio generano un carico pari al 6% (valore medio 7625 t anno⁻¹) (per una trattazione di dettaglio dei calcoli e dei risultati relativi alle bonifiche costiere si veda il capitolo successivo). Il carico di azoto totale è composto per circa l'80% dalle componenti disciolte, l'azoto nitrico rappresenta il 76% (valore medio 92801 t anno⁻¹) mentre l'azoto ammoniacale solamente il 3% (valore medio 3999 t anno⁻¹). Il Po contribuisce per il 90% al carico totale di azoto nitrico mentre i bacini adriatici e le due bonifiche contribuiscono per il 5% ciascuno. Tra i bacini adriatici il Reno (1847 – 3449 t anno⁻¹) ed il Fissero-Tartaro-Canalbianco (2723 – 5496 t anno⁻¹) sono i bacini principali dei due gruppi. L'azoto ammoniacale presenta un comportamento diverso rispetto a quello dell'azoto nitrico. Il carico veicolato dal Po costituisce sempre la quota maggiore anche se il contributo percentuale diminuisce al 64%, mentre i bacini adriatici contribuiscono per il 10% e le

bonifiche per il 16%. Tra questi il Reno (263 – 289 t anno⁻¹) ed il Burana – Volano (782 – 969 t anno⁻¹) hanno il carico maggiore all'interno dei due gruppi.

Il carico di fosforo totale veicolato in Adriatico è risultato compreso tra 3769 t anno⁻¹ nel 2016 e 10681 t anno⁻¹ nel 2019 (valore medio 6488 t anno⁻¹) (Figura 32).

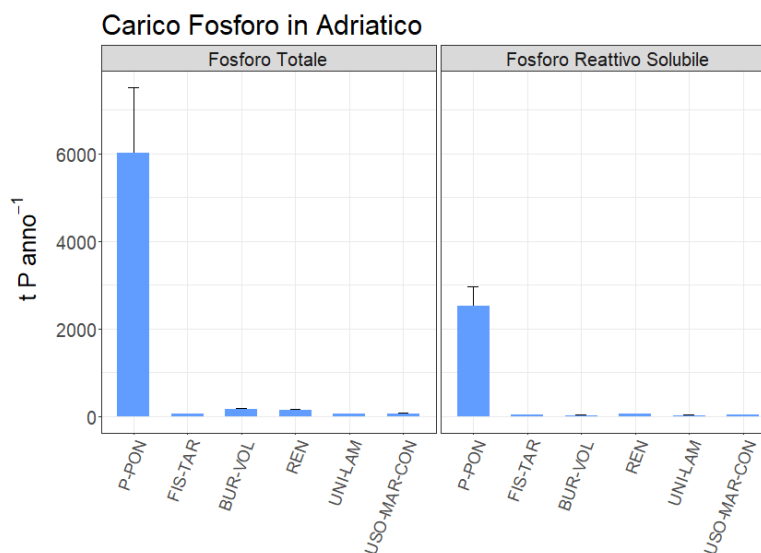


Figura 32 – Carichi annuali (media ± dev.st) di fosforo (t anno⁻¹) veicolati dal bacino del Po e dai bacini che sfociano direttamente in Adriatico riferiti al periodo 2016-2019. Sulla barra delle ascisse sono riportate le iniziali dei sottobacini idrografici, per gli acronimi si può far riferimento alla Figura 31.

Il Po contribuisce per il 93% al carico totale, mentre i bacini adriatici contribuiscono per il 4% e le bonifiche per il 3%. Tra questi il Reno (111 – 187 t anno⁻¹) ed il Burana - Volano (144 – 231 t anno⁻¹) sono i bacini con il carico maggiore. Il fosforo reattivo solubile rappresenta il 42% del totale, con un carico compreso tra 1678 - 3845 t anno⁻¹ (valore medio 2692 t anno⁻¹). Il contributo maggiore, pari al 94%, è quello del fiume Po, mentre i bacini adriatici e le bonifiche esportano rispettivamente il 4% ed il 2%.

Carichi di azoto e fosforo lungo l'asta del fiume Po

Lungo l'asta del fiume Po sia il carico medio dell'azoto che quello del fosforo riferiti al periodo 2016-2019, aumentano da monte verso valle (Figura 33 e Figura 34). A Crissolo il carico di TN è pari a 15 t anno⁻¹, a Villafranca è già cresciuto fino a 1872 t anno⁻¹ per poi arrivare a 107944 t anno⁻¹ a Pontelagoscuro con un accumulo netto di 107926 t rispetto alla stazione più prossima alla sorgente. Il carico di azoto inorganico disciolto è risultato

pari a 6.2 t anno⁻¹ (36 % del TN) a Crissolo, per salire a Villafranca a 1604 t anno⁻¹ (86% del TN) mentre a Pontelagoscuro il carico è risultato pari a 86289 t anno⁻¹ (80 % del TN).

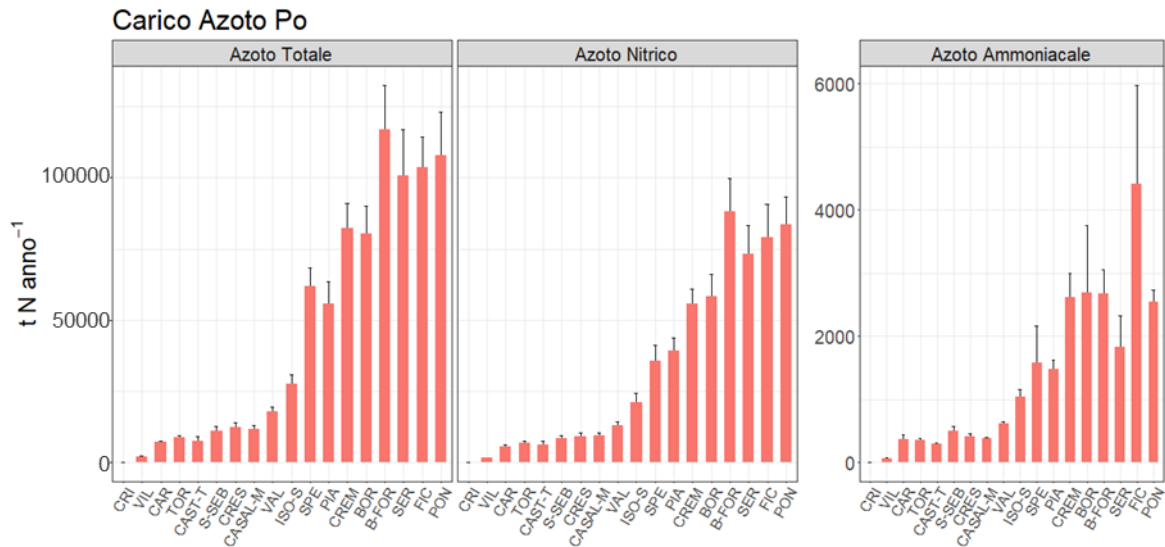


Figura 33 – Carichi annuali (media ± dev.st) di azoto (t anno⁻¹) transitati lungo il corso del Po nel periodo 2016-2019. Sull’asse delle ascisse sono riportate le iniziali delle stazioni, per gli acronimi si può far riferimento alla Figura 27. Le stazioni sono riportate in ordine di distanza crescente dalla sorgente.

Il carico di TP è risultato pari a 0.89 t anno⁻¹ a Crissolo e già a Villafranca raggiunge un valore di 43 t anno⁻¹ mentre a Pontelagoscuro il carico transitato è pari a 6009 t anno⁻¹.

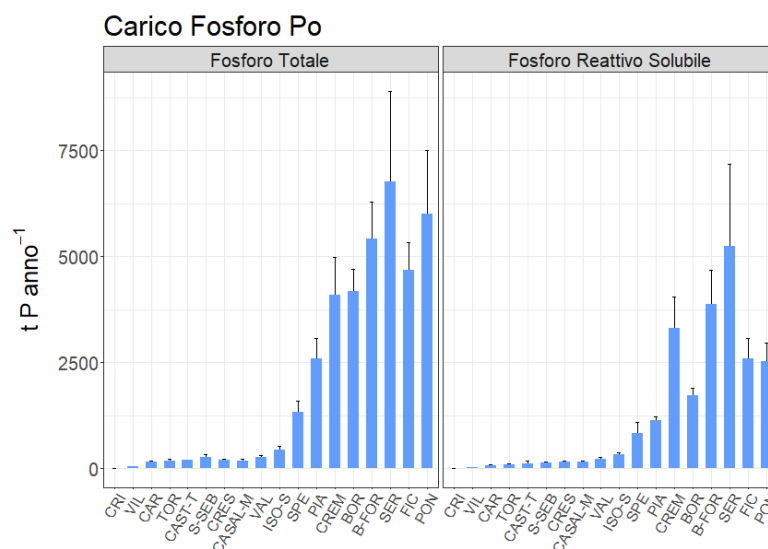


Figura 34 – Carichi annuali (media ± dev.st) di fosforo (t anno⁻¹) transitati lungo il corso del Po nel periodo 2016-2019. Sull’asse delle ascisse sono riportate le iniziali delle stazioni, per gli acronimi si può far riferimento alla Figura 27. Le stazioni sono riportate in ordine di distanza crescente dalla sorgente.

Il carico di fosforo reattivo solubile è risultato pari a 0.86 t anno⁻¹ (98 % del TP) a Crissolo, per salire a Villafranca a 25 t anno⁻¹ (58% del TP) mentre a Pontelagoscuro il carico è risultato pari a 2523 t anno⁻¹.

Carichi di azoto e fosforo degli affluenti del fiume Po

Il carico complessivo di azoto totale veicolato nel fiume Po dagli affluenti principali considerati in questa analisi è risultato pari a 87990 t anno⁻¹. I bacini in sinistra idrografica concorrono per l'82% alla formazione del carico mentre quelli in destra per il 18% (Figura 35).

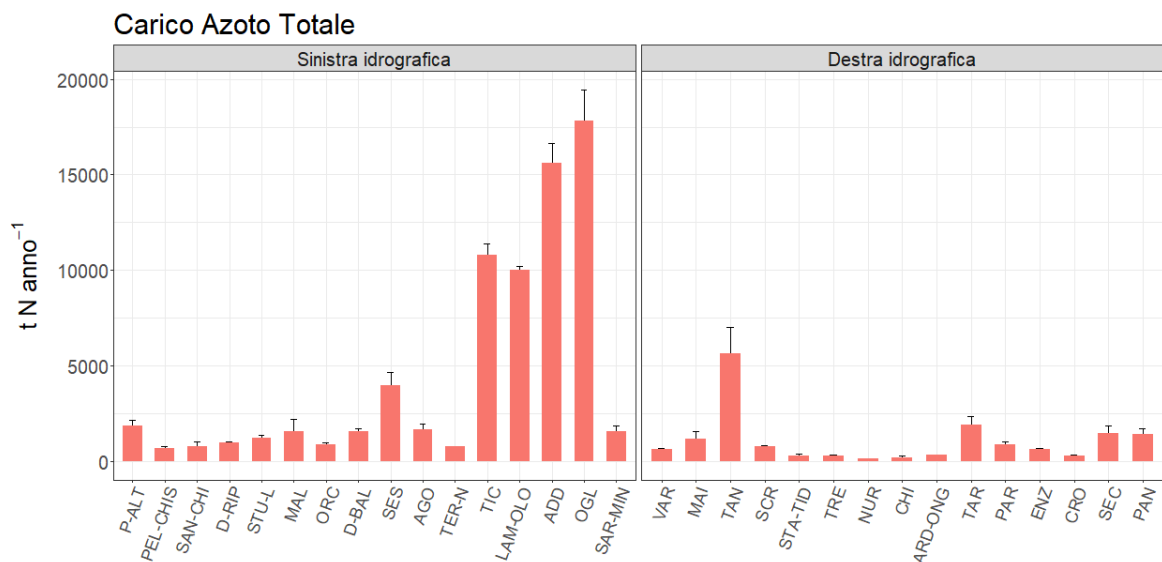


Figura 35 – Carichi annuali (media ± dev.st) di azoto totale (t anno⁻¹) veicolati dai sottobacini nel fiume Po nel periodo 2016-2019. (Adda=ADD; Agogna=AGO; Arda – Ongina=ARD-ONG; Chiavenna=CHI; Crostolo=CRO; Dora Baltea=D-BAL; Dora Riparia=D-RIP; Enza=ENZ; Lambro - Olona=LAM-OLO; Maira=MAI; Malone=MAL; Nure=NUR; Oglio=OGL; Orco=ORC; Panaro=PAN; Parma=PAR; Pellice – Chisone=PEL-CHIS; Po Alto = P-ALT; Sangone - Chisola – Lemina=SAN-CHI; Sarca – Mincio=SAR-MIN; Scrivia=SCR; Secchia=SEC; Sesia=SES; Staffora - Luria - Versa – Coppa=STAF-TID; Stura di Lanzo=STU-L; Tanaro=TAN; Taro=TAR; Terdoppio Novarese=TER-N; Ticino=TIC; Toce=TOC; Trebbia=TRE; Varaita=VAR).

I tre bacini con il carico più elevato in sinistra (Oglio, Adda e Ticino) ed in destra (Tanaro, Taro, Secchia) idrografica generano il 61% ed il 56% del carico di TN nei rispettivi versanti (44213 t anno⁻¹ e 9044 t anno⁻¹ rispettivamente in sinistra e in destra). Il carico complessivo di azoto nitrico veicolato nel fiume Po dagli affluenti principali considerati in questa analisi è risultato pari a 62483 t anno⁻¹, di cui l'84% generato in sinistra idrografica ed il 16% in destra idrografica. Oglio, Adda e Lambro contribuiscono al 64% del carico generato in sinistra mentre Tanaro, Maira e Taro al 56% del carico generato in destra (33377 t anno⁻¹ e

5708 t anno⁻¹ rispettivamente in sinistra e in destra). Infine, il carico di azoto ammoniacale è pari a 4284 t anno⁻¹. In sinistra idrografica i tre maggiori contributori sono il Lambro, l'Adda e l'Oglio (61% del carico), in destra idrografica sono il Tanaro, il Panaro ed il Secchia (60% del carico) (2062 t anno⁻¹ e 558 t anno⁻¹ rispettivamente in sinistra e in destra idrografica).

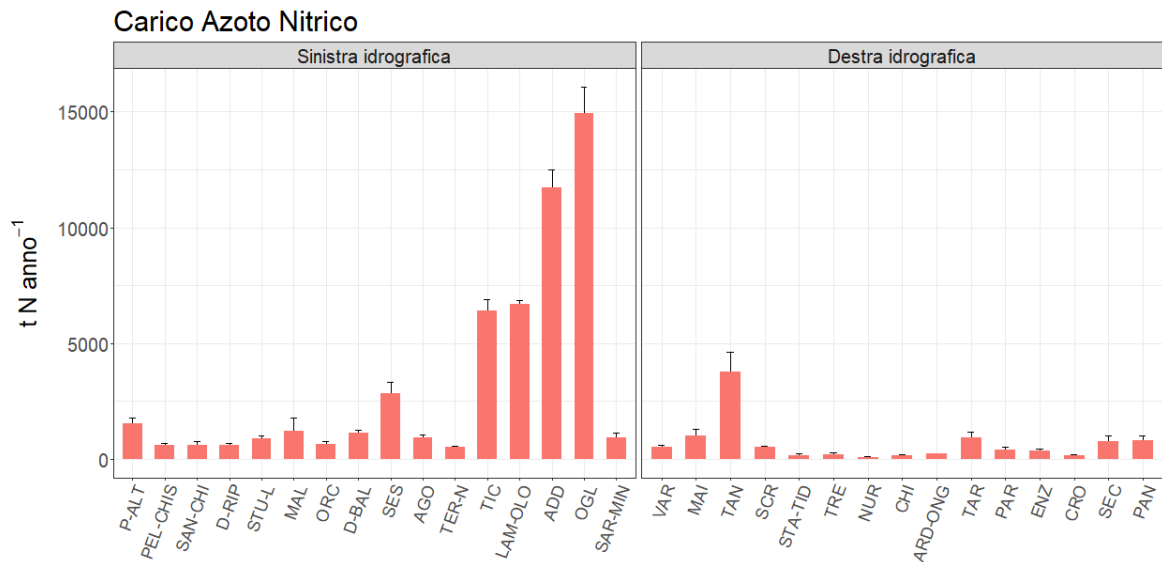


Figura 36 – Carichi annuali (media ± dev.st) di azoto nitrico (t anno⁻¹) veicolati dai sottobacini nel fiume Po nel periodo 2016-2019. Sull'asse delle ascisse sono riportate le iniziali dei sottobacini idrografici, per gli acronimi si può far riferimento alla Figura 35.

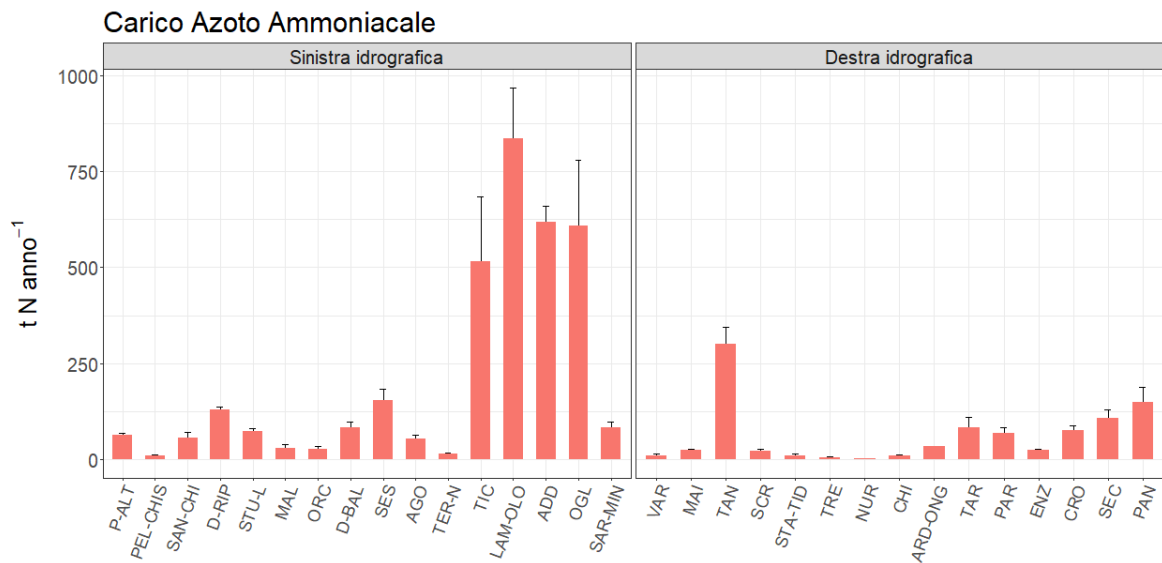


Figura 37 – Carichi annuali (media ± dev.st) di azoto ammoniacale (t anno⁻¹) veicolati dai sottobacini nel fiume Po nel periodo 2016-2019. Sull'asse delle ascisse sono riportate le iniziali dei sottobacini idrografici, per gli acronimi si può far riferimento alla Figura 35.

Il carico complessivo di fosforo totale veicolato nel fiume Po dagli affluenti principali considerati in questa analisi è risultato pari a 3675 t anno⁻¹ (Figura 38). Il carico generato da Lambro, Adda e Oglio costituisce il 74% del carico generato dai sottobacini in sinistra idrografica, mentre Parma, Secchia e Panaro generano il 54% del carico in destra idrografica. Il carico di fosforo reattivo solubile è di 2194 t anno⁻¹ (Figura 39).

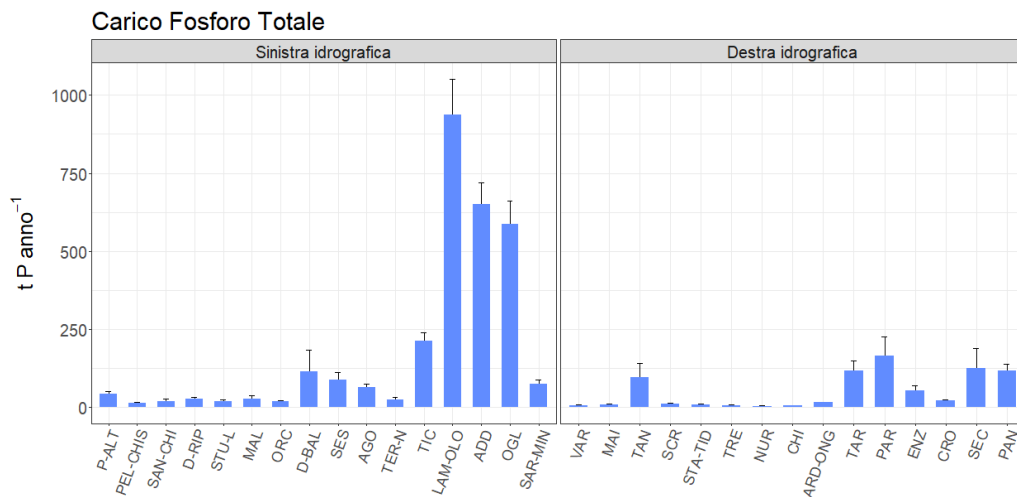


Figura 38 – Carichi annuali (media \pm dev.st) di fosforo totale (t anno⁻¹) veicolati dai sottobacini nel fiume Po nel periodo 2016-2019. Sull'asse delle ascisse sono riportate le iniziali dei sottobacini idrografici, per gli acronimi si può far riferimento alla Figura 35.

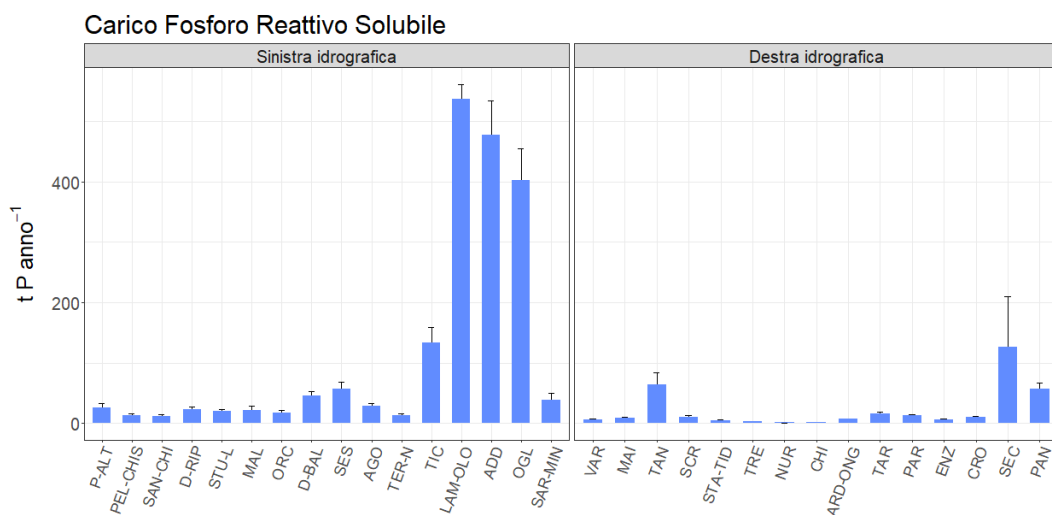


Figura 39 – Carichi annuali (media \pm dev.st) di fosforo reattivo solubile (t anno⁻¹) veicolati dai sottobacini nel fiume Po nel periodo 2016-2019. Sull'asse delle ascisse sono riportate le iniziali dei sottobacini idrografici, per gli acronimi si può far riferimento alla Figura 35.

I bacini in sinistra idrografica concorrono per l'85% (1863 t anno⁻¹) alla formazione del carico totale, quelli in destra per il 15% (330 t anno⁻¹). Il Lambro, l'Adda e l'Oglio sono i fiumi

che concorrono maggiormente (76%, 1416 t anno⁻¹) alla formazione del carico proveniente dalla sinistra idrografica. In destra idrografica, invece, Secchia, Tanaro e Panaro contribuiscono da soli a generare il 75% del carico (247 t anno⁻¹).

I carichi di N e P transitati a Pontelagoscuro sono risultati superiori alla somma dei carichi di azoto totale (pari a 87990 t anno⁻¹) e di fosforo totale (3675 t anno⁻¹) esportati dai sottobacini che drenano nel fiume Po. In particolare, il carico transitato a Pontelagoscuro di azoto totale è risultato superiore di 19953 t anno⁻¹ (18%), quello di azoto nitrico di 21260 (25%), quello di fosforo totale di 2334 t anno⁻¹ (39%) e quello di fosforo reattivo solubile di 329 t anno⁻¹ (13%). Di segno opposto è invece il comportamento dell'azoto ammoniacale che a Pontelagoscuro risulta essere più basso del 41% rispetto alla somma dei carichi di tutti i sottobacini, pari a 4284 t anno⁻¹.

Queste differenze possono essere determinate da diversi fattori, tra cui il fatto che per alcune porzioni di territorio non è stato possibile calcolare il carico esportato. In particolare, il sottobacino del Po Piemontese e quello dell'Asta Po occupano una porzione significativa di territorio (circa l'8%), ma non ci sono dati per calcolare il carico esportato dai corsi d'acqua che li drenano, sia naturali che soprattutto canali artificiali. Infine, va considerato che non tutti i bacini presentano la medesima disponibilità di dati (per questo si veda l'allegato A) e solo la metà possiede un dataset completo almeno al 50%, rispetto a quello del Po a Pontelagoscuro (completo al 100%). La diversa disponibilità di dati introduce un elemento di incertezza, poiché la carenza di dati sia di concentrazione che di portata sotto rappresenta la variabilità idrologica.

In merito al carico di fosforo totale, per spiegare le differenze osservate, oltre ai fattori già citati in precedenza, occorre menzionare anche il ruolo delle variazioni idrologiche. Infatti il fosforo ha un ciclo definito sedimentario ed è spesso veicolato legato ad altri elementi in forme particolate con cui forma diversi composti minerali (e.g. con il calcio precipita per formare le apatiti). In caso di elevate precipitazioni, la parte esposta dei suoli è facilmente erosa ed il fiume in piena si arricchisce di solidi sospesi. In questi casi il pool di fosforo è quindi composto principalmente da fosforo particellato, ovvero quella parte minerale legata ai solidi sospesi e strettamente correlata al fenomeno dell'erosione. Nei bacini appenninici a regime torrentizio e maggiormente soggetti a fenomeni idrologici estremi rispetto ai bacini lombardi, regolati invece dai grandi laghi, nella fase di piena il fosforo totale è composto fino al 90% dalla forma particellata (Viaroli et al., 2016). Questo può

spiegare come sia possibile che il torrente Parma ed il torrente Terdoppio, che hanno una portata media mensile di circa $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, abbiano un carico di TP rispettivamente di 165 t anno^{-1} e 25 t anno^{-1} .

Variazione temporale dei carichi in sottobacini campione

L'analisi delle tendenze temporali dei carichi nel periodo 2000-2019 è stata effettuata su 6 sottobacini modello. La scelta dei bacini è stata effettuata sulla base dei seguenti criteri: elevata continuità dei dati di portata e concentrazioni nel periodo 2000 – 2019, rappresentatività delle diverse combinazioni di categorie di uso del suolo, rappresentatività dei diversi regimi idrologici all'interno del distretto, importanza nel contributo relativo al carico complessivo. Sulla base di questi criteri i bacini scelti sono stati: Oglio, Lambro, Dora Baltea, Tanaro, Trebbia, Secchia.

Per valutare la tendenza temporale è stato applicato un Modello Misto Additivo Generalizzato (GAMM, utilizzando il pacchetto R *mgcv*). Per ogni nutriente è stato elaborato un modello proprio in cui è stata fatto variare il parametro di autocorrelazione tra gli anni. I modelli sono stati confrontati ed è stato selezionato quello migliore in base alla concordanza dei principali indicatori statistici (AIC e BIC). Sulla base della derivata sono stati individuati i punti di flesso ed è stata stimata la significatività della variazione della curva di tendenza (inflection point analysis) (Viaroli et al., 2018, Wood, 2017).

Di seguito sono riportati gli andamenti dell'azoto totale e del fosforo totale mentre in allegato B sono riportati i risultati relativi agli andamenti del fosforo reattivo solubile, dell'azoto nitrico, ammoniacale e organico.

Per quanto riguarda l'azoto totale si osserva una generale diminuzione del carico esportato nel periodo 2000 – 2005, a cui segue (ad esclusione del Lambro) un generale aumento nel quinquennio successivo e nell'ultimo decennio una seconda diminuzione del carico esportato. Quello che si osserva in 5 bacini su 6 è una fluttuazione interannuale del carico e si può quindi escludere una chiara tendenza alla diminuzione. In assenza di un dataset temporale più ampio risulta difficile quindi valutare se questa fluttuazione risulta inserita in un trend più ampio o sia semplicemente una variazione ciclica, legata ad esempio a variazioni idrologiche. L'andamento del carico di azoto in questi bacini risulta però simile all'andamento della portata media annuale. Questo in primo luogo conferma un forte accoppiamento tra il carico di azoto e la portata, in secondo luogo suggerisce come la

fluttuazione sia molto probabilmente legata ai fattori idrologici. Analisi diversa può essere invece fatta per il Lambro. In questo bacino infatti si osserva una diminuzione generale del carico. Nel quinquennio in cui negli altri bacini il carico aumenta per il Lambro resta stabile, rendendo possibile osservare un costante trend di diminuzione probabilmente dipendente dal miglioramento del processo di depurazione delle acque.

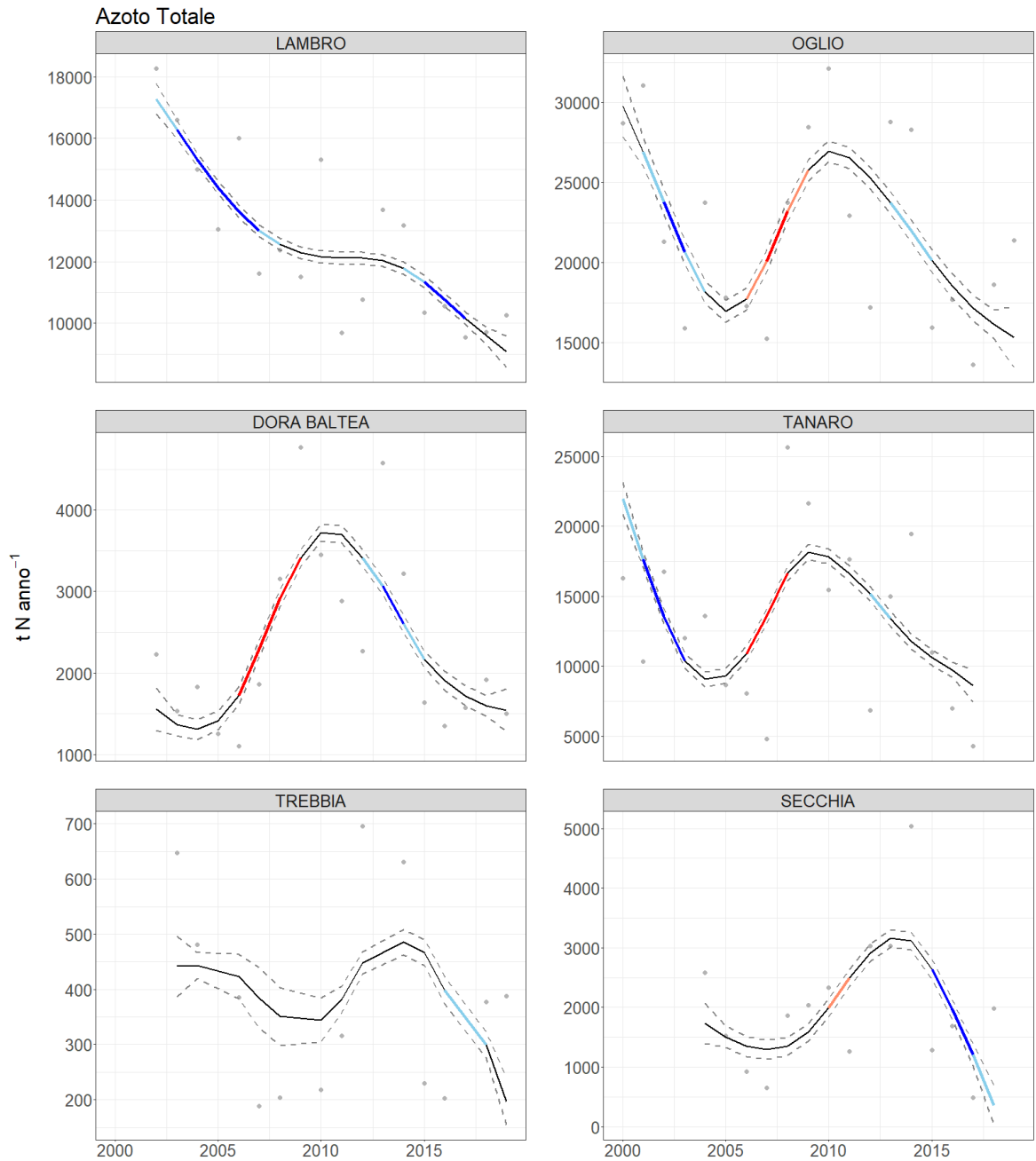


Figura 40 – Andamenti temporale dei carichi annuali di azoto totale nel periodo 2000-2019. Sono colorate le variazioni significative. Le tonalità fredde indicano un aumento (in azzurro $p < 0.05$, in blu $p < 0.01$), mentre le tonalità calde indicano una diminuzione (salmone $p < 0.05$, rossa $p < 0.01$). Si noti la differenza in scala sull'asse delle ordinate.

Per il fosforo totale si registra una generale diminuzione del carico esportato in 4 bacini su 6 (Oglio, Lambro, Tanaro, Secchia), anche se l'andamento generale è differente. L'andamento del TP nel Lambro è analogo a quello del TN e conferma la diminuzione graduale del carico esportato di nutrienti nel corso degli ultimi 20 anni in questo bacino.

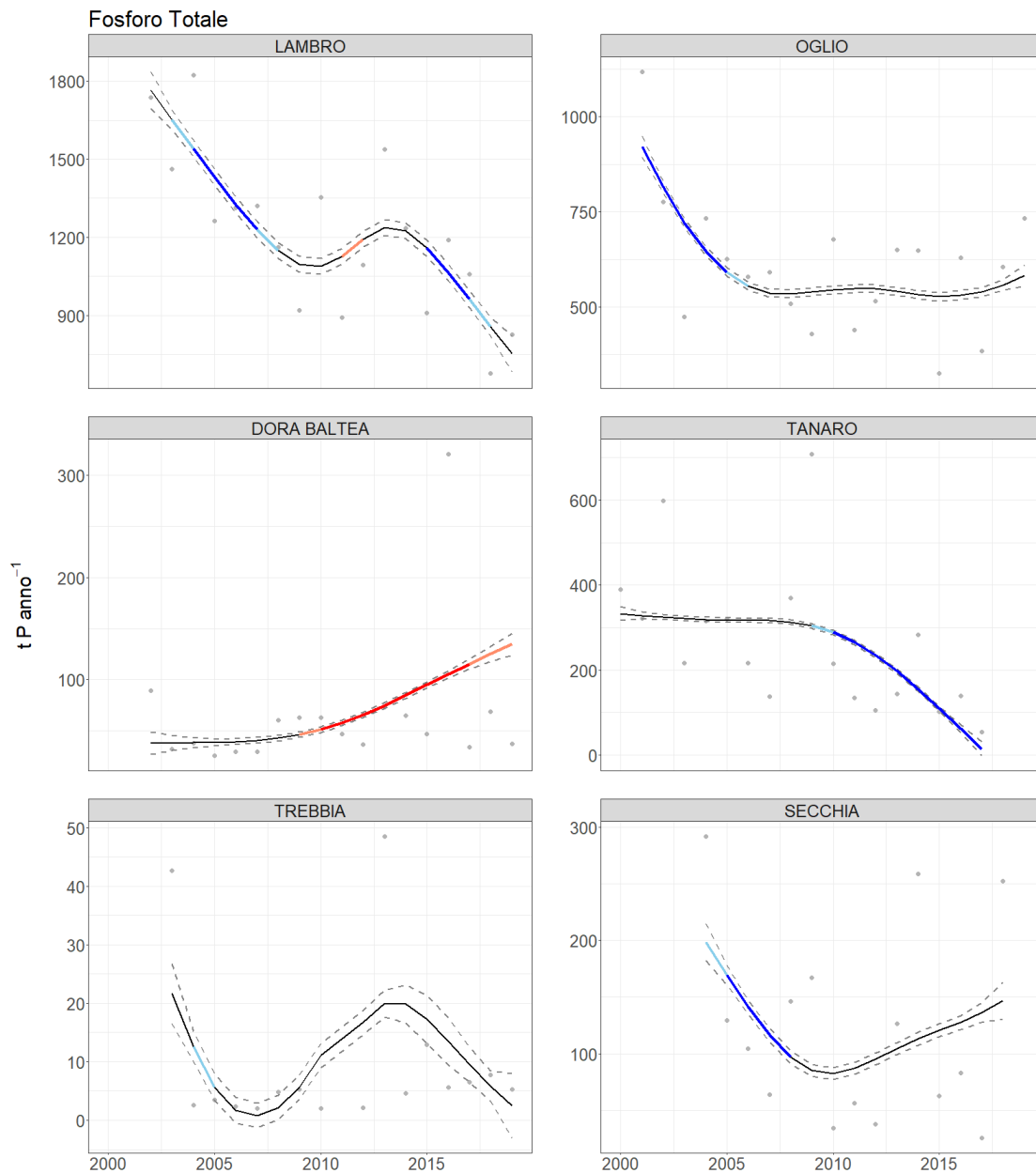


Figura 41 – Andamenti temporali dei carichi annuali di fosforo totale nel periodo 2000-2019. Sono colorate le variazioni significative. Le tonalità fredde indicano un aumento (in azzurro $p < 0.05$, in blu $p < 0.01$), mentre le tonalità calde indicano una diminuzione (salmone $p < 0.05$, rossa $p < 0.01$).

Per il Secchia e l'Oglio si registra una diminuzione significativa nel primo quinquennio a cui segue una stabilizzazione del carico nei successivi 15 anni. Tendenza opposta si osserva invece nel Tanaro dove, dopo una decade in cui il carico è restato sostanzialmente invariato dal 2010 ha iniziato a diminuire.

Analisi diversa va invece effettuata per la Dora Baltea ed il Trebbia, in cui sostanzialmente il carico resta invariato nel corso degli anni. Le variazioni non sono il prodotto di una chiara tendenza temporale, ma a causa di alcuni anni con un carico fortemente superiore rispetto alla media. I risultati statistici del modello suggeriscono una certa cautela nell'interpretare come realmente significative le tendenze per questi due bacini. La stima del TP risulta inoltre molto sensibile al fenomeno delle piene che se non vengono regolarmente, ma solo casualmente intercettate, può determinare un errore nel calcolo del carico. In conclusione per questi bacini non risulta evidente alcun tipo di tendenza nel periodo 2000 – 2019.

Analisi delle relazioni tra pressioni antropiche e carichi veicolati

I risultati riportati nelle sezioni precedenti evidenziano che all'interno del distretto i sottobacini contribuiscono in modo eterogeneo alla formazione del carico veicolato in Adriatico sia direttamente (bacini costieri) che indirettamente (sottobacini che drenano in Po). Questa eterogeneità può essere dovuta da un lato alla diversa superficie dei bacini idrografici che influenza l'ammontare dei nutrienti esportati (a parità di pressioni, bacini di dimensione maggiore drenano un territorio più ampio e quindi esportano carichi maggiori), dall'altro la distribuzione delle pressioni e la differente idrologia possono contribuire alla formazione del carico (Goyette et al., 2019). Per questo motivo in una prima analisi il carico totale è stato normalizzato per la superficie drenata. I risultati, riportati nelle Figura 42, Figura 43, Figura 44, Figura 45, Figura 46, evidenziano che, nonostante la normalizzazione, permane una elevata eterogeneità nel carico esportato, maggiore nei sottobacini situati in sinistra idrografica, che suggerisce un effetto significativo delle pressioni e della componente idro-morfologica.

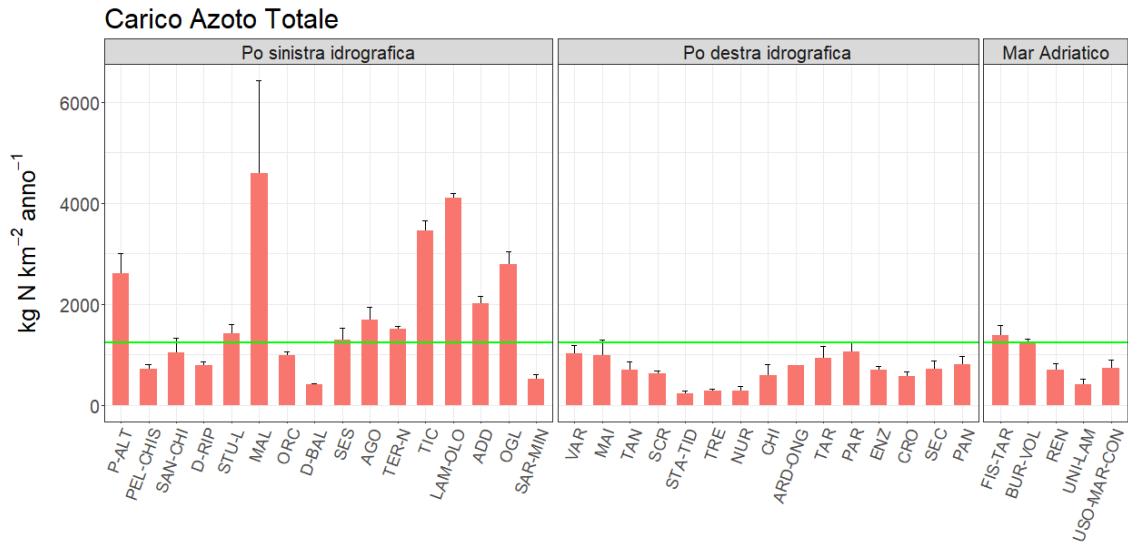


Figura 42 – Carichi areali annuali (media ± dev.st) di azoto totale (kg km⁻² anno⁻¹) veicolati dai sottobacini del Distretto nel periodo 2016-2019. La linea verde rappresenta la media pari a 1242 kg N km⁻² anno⁻¹. Sull’asse delle ascisse sono riportate le iniziali dei sottobacini idrografici, per gli acronimi si può far riferimento alla Figura 35.

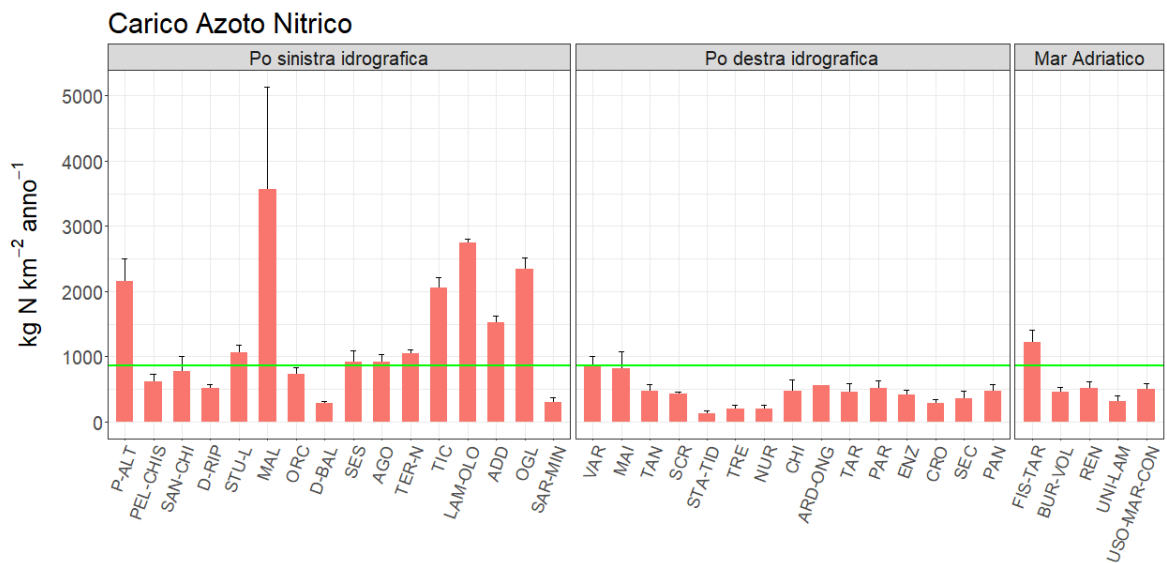


Figura 43 – Carichi areali annuali (media ± dev.st) di azoto nitrico (kg km⁻² anno⁻¹) veicolati dai sottobacini del Distretto nel periodo 2016-2019. La linea verde rappresenta la media pari a 866 kg N km⁻² anno⁻¹. Sull’asse delle ascisse sono riportate le iniziali dei sottobacini idrografici, per gli acronimi si può far riferimento alla Figura 35.

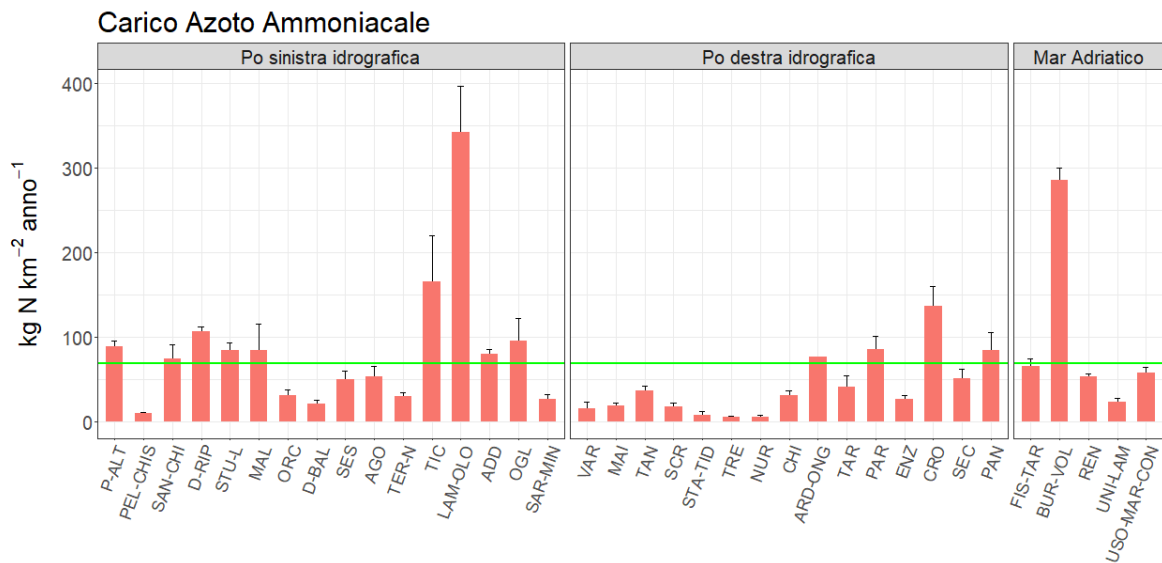


Figura 44 – Carichi areali annuali (media ± dev.st) di azoto ammoniacale (kg km⁻² anno⁻¹) veicolati dai sottobacini del Distretto nel periodo 2016-2019. La linea verde rappresenta la media pari a 69 kg N km⁻² anno⁻¹. Sull’asse delle ascisse sono riportate le iniziali dei sottobacini idrografici, per gli acronimi si può far riferimento alla Figura 35.

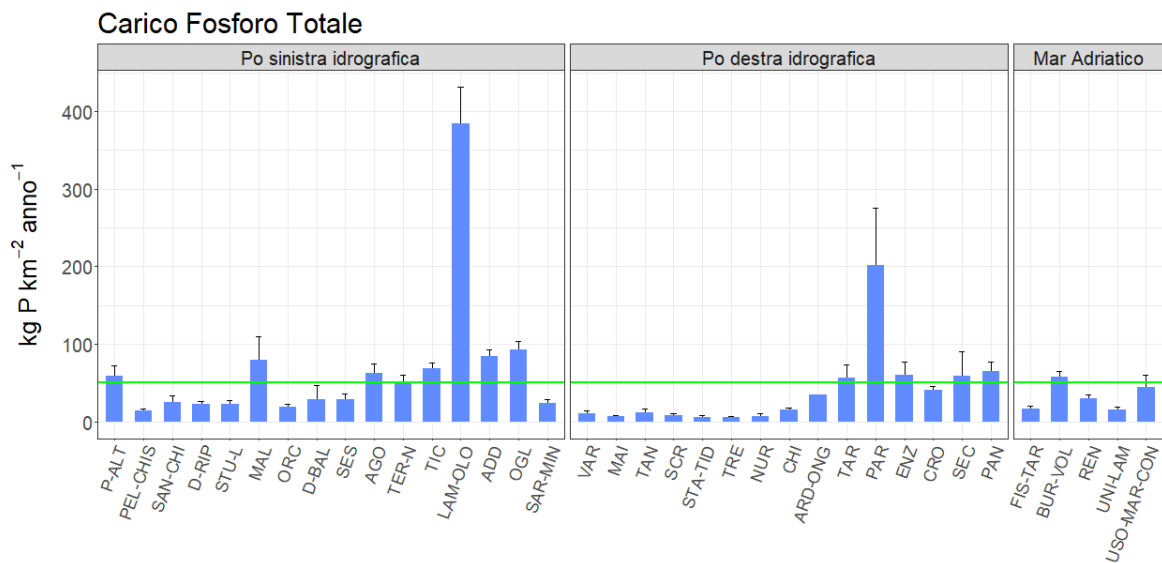


Figura 45 – Carichi areali annuali (media ± dev.st) di fosforo totale (kg km⁻² anno⁻¹) veicolati dai sottobacini del Distretto nel periodo 2016-2019. La linea verde rappresenta la media pari a 51 kg P km⁻² anno⁻¹. Sull’asse delle ascisse sono riportate le iniziali dei sottobacini idrografici, per gli acronimi si può far riferimento alla Figura 35.

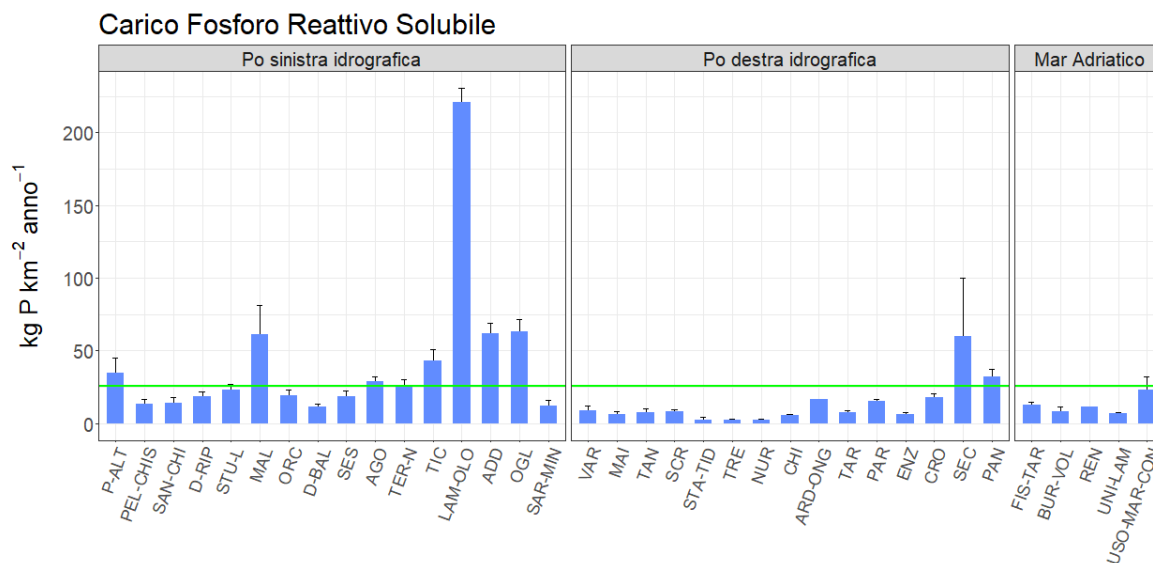


Figura 46 – Carichi areali annuali (media \pm dev.st) di fosforo totale ($\text{kg km}^{-2} \text{ anno}^{-1}$) veicolati dai sottobacini del Distretto nel periodo 2016-2019. La retta in verde rappresenta la media pari a $26 \text{ kg P km}^{-2} \text{ anno}^{-1}$. Sull'asse delle ascisse sono riportate le iniziali dei sottobacini idrografici, per gli acronimi si può far riferimento alla Figura 35.

Per valutare la vulnerabilità alle attività antropiche e analizzare i fattori che concorrono a regolare il carico esportato, le componenti del NANI e del NAPI (si veda capitolo precedente) e le caratteristiche idro-morfologiche sono state confrontate con i carichi esportati. I risultati dell'analisi esplorativa sui determinanti antropici, all'interno del distretto, hanno evidenziato la tendenza dei bacini idrografici a raggrupparsi secondo determinanti comuni in gruppi molto diversi tra di loro. Si osserva infatti una elevata differenza tra i gruppi non solo per tipologia di determinante, ma anche per importanza relativa. Questo si traduce in una differenza sostanziale nelle pressioni che tendono a distribuirsi in maniera disomogenea all'interno del distretto. Da un lato le pressioni contribuiscono alla generazione del carico esportato di fosforo e azoto, dall'altro la componente idrologica ne regola il trasporto e di conseguenza l'esportazione. Il fattore idrologico è funzione delle zone climatiche, delle caratteristiche morfologiche dei bacini e dell'attività umana; anch'esse con una elevata variabilità all'interno del distretto. Il carico esportato dai singoli sottobacini può quindi risultare dalla combinazione tra questi insiemi di fattori (Goyette et al., 2019; Howarth et al., 2012; Minaudo et al., 2019; Sinha & Michalak, 2016).

L'obiettivo primario di questa analisi è stato di valutare in che misura le differenze osservate nel carico esportato tra i diversi sottobacini possono essere spiegate dalla

combinazione tra le pressioni antropiche e le variabili idrologico-ambientali. Come carico esportato, sono stati utilizzati i valori medi areali del quadriennio 2016-2019. Per l'azoto sono stati presi in considerazione: l'azoto totale (TN), l'azoto nitrico (N-NO₃⁻), l'azoto ammoniacale (N-NH₄⁺) e l'azoto organico calcolato come differenza tra la componente totale e la somma delle forme inorganiche principali (ON = TN - (N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺)) (Goyette et al. 2019). Nel caso del fosforo sono stati presi in considerazione il fosforo totale (TP), il fosforo reattivo solubile (SRP) e la somma di fosforo particellato e organico (PP_DOP = TP - SRP). Come pressioni sono stati utilizzati i fattori che contribuiscono a generare il carico potenziale di azoto di origine antropica (NANI = deposizione atmosferica, azoto fissazione, fertilizzazione chimica, import netto di azoto nel mangime e import netto di azoto in prodotti per l'alimentazione umana) ed il carico potenziale di fosforo di origine antropica (NAPI = import netto di fosforo nei detersivi, fertilizzazione chimica, import netto di fosforo nel mangime e import netto di fosforo in prodotti per l'alimentazione umana), calcolati come descritto nel capitolo precedente.

Le variabili idrologiche considerate sono state:

a. Il carico idraulico areale

$$\text{run. off} = \left[\frac{\text{mm}}{\text{m}^2} \right] = \frac{Q}{A} * k$$

dove Q = portata, A = superficie sottobacino, k = coefficiente di trasformazione delle unità di misura;

b. L'indice di variazione della portata

$$\text{CV. flow} = \frac{\sigma_q}{\mu_q}$$

dove: μ_q = media della portata, σ_q = deviazione standard della portata.

Entrambe le variabili sono derivate dalla portata e quindi direttamente legate al regime idrologico. Il carico idraulico, che può essere anche interpretato come un indice della disponibilità idrica nel bacino, rappresenta la diversa potenzialità dei sottobacini di esportare il carico antropico. L'indice di variazione della portata differenzia i sottobacini tra

i corpi idrici aventi un comportamento strettamente torrentizio da quelli con comportamento più fluviale.

Infine, come variabili ambientali sono stati considerati gli habitat desunti dalla *Carta dei Tipi e delle Unità Fisiografiche dei Paesaggi Italiani* di ISPRA (Figura 47). All'interno sono ricomprese categorie come *montagna di alta quota*, *grandi laghi*, *montagne terrigene*, *montagne cristalline*, *pianura golenale [...]*, che caratterizzano i sottobacini secondo un profilo geomorfologico e naturalistico. Indirettamente tengono anche conto di alcuni aspetti idrologici poiché la presenza delle montagne d'alta quota, dei grandi laghi, di rocce permeabili condizionano inevitabilmente anche il fattore idrologico.

L'analisi è stata condotta attraverso l'impiego della tecnica dell'RDA (Redundancy Analysis, vegan R package, Oksanen et al., 2017) e delle sue applicazioni secondarie: pRDA (RDA parziale) e partizione della varianza (Borcard et al., 2011; Meng et al., 2021). Per una descrizione dettagliata della metodologia si può far riferimento all'Allegato A.

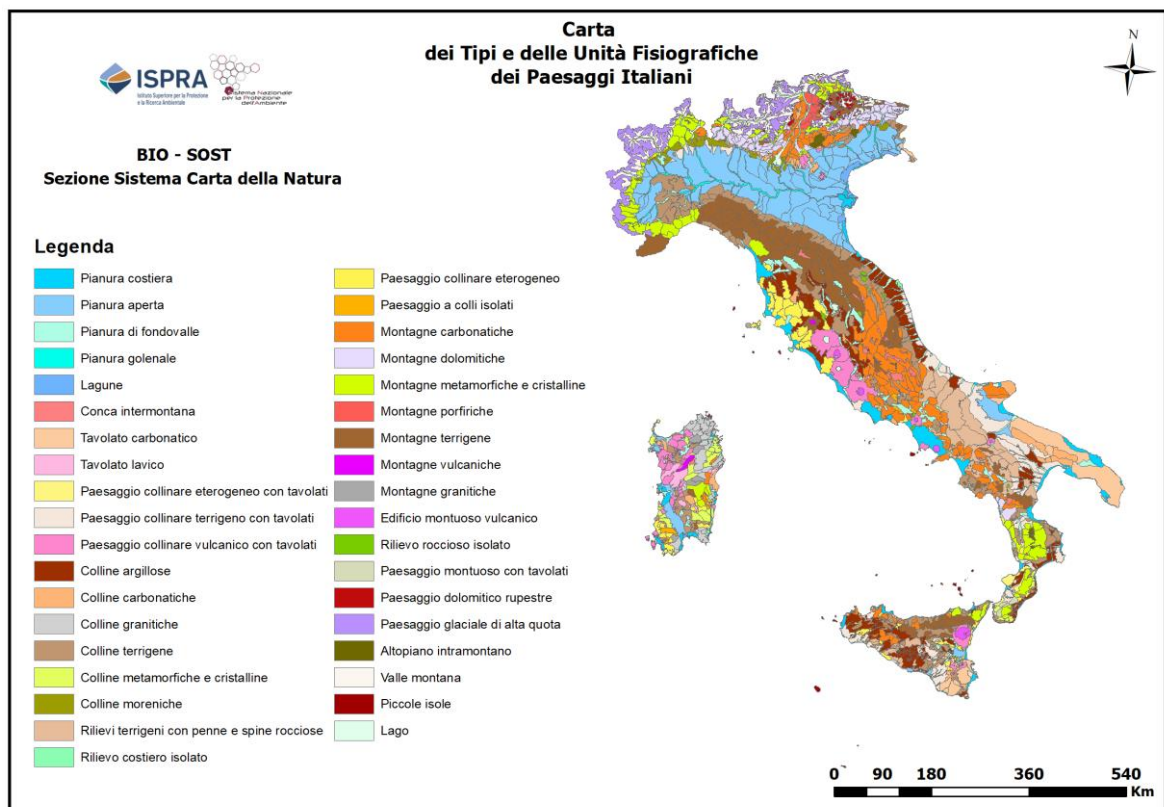


Figura 47 – Immagine tratta dalla Carta dei Tipi e delle Unità Fisiografiche dei Paesaggi Italiani di ISPRA (Amadei et al., 2003).

Relazioni con il carico di azoto

L'analisi della partizione della varianza ha permesso di valutare il ruolo delle diverse matrici nello spiegare la variabilità dei carichi esportati. La prima matrice delle variabili indipendenti è composta dai fattori del NANI, mentre la seconda matrice è composta dalle variabili idrologiche e ambientali. Prima di eseguire la partizione della varianza sono state eliminate le variabili che presentavano un elevato valore di correlazione all'interno della stessa matrice (si veda tabella 16A in allegato). Complessivamente le variabili considerate contribuiscono a spiegare il 69% della varianza, di cui le componenti del NANI rappresentano la quasi totalità della varianza espressa (63%) mentre le caratteristiche idro-ambientali il 9% della variabilità

Figura 48).

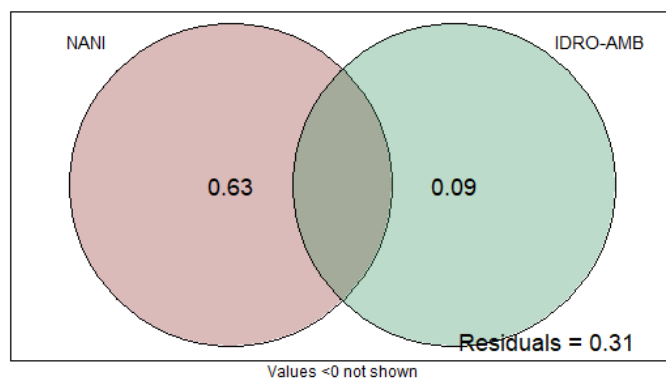


Figura 48 – Diagramma di Eulero-Venn a rappresentazione della partizione della varianza tra la matrice NANI (composta dai fattori che compongono il NANI) e la matrice IDRO-AMB composta dalle variabili idrologiche e ambientali.

Di conseguenza l'intersezione tra i due insiemi acquista un valore negativo. Questo conferma che le due matrici esplicative contribuiscono a spiegare dinamiche diverse della generazione e della regolazione del carico esportato. Inoltre, il fatto che la quota di varianza espressa non sia sovrapponibile suggerisce la possibilità di eventuali interazioni tra le due matrici. È stata infine verificata l'eventuale assenza di correlazione tra le matrici ($VIF < 5$) e la presenza di *colline moreniche carbonatiche* è debolmente legata alla quota di azoto derivante dalla *fertilizzazione chimica* e dalla *deposizione atmosferica*. Per alcuni bacini queste variabili possono essere *casualmente* correlate, e poiché l'obiettivo è quello di

valutare prima di tutto l'effetto dell'input antropogenico nel generare il carico nelle successive analisi la variabile *colline moreniche carbonatiche* non è stata considerata.

Dal momento che le variabili ambientali non hanno un ruolo diretto nel generare il carico di azoto, è stata eseguita una successiva pRDA (RDA parziale) in cui le componenti del NANI e le variabili idrologiche sono considerate come variabili principali, mentre le caratteristiche ambientali come co-variabili che non vengono quindi considerate all'interno della rappresentazione grafica. Il modello è risultato estremamente significativo ($p = 0.001$) (Figura 49) e le variabili sufficienti a spiegare la maggior parte della varianza del modello più parsimonioso sono: l'azoto originato dalla deposizione (N.dep = 39%), l'import netto di azoto in prodotti per l'alimentazione umana (food = 12%) e l'import netto di azoto nel mangime (feed = 5%).

Inaspettatamente l'azoto immesso nei sottobacini tramite la deposizione atmosferica è risultato il componente più significativo nello spiegare la variabilità dei carichi esportati. Questo non significa che l'azoto proveniente dal comparto atmosferico (che pesa circa il 9% alla formazione del NANI) sia il maggior contributore del carico esportato, ma più probabilmente che i processi che concorrono alla formazione di questo carico contribuiscono a spiegare le differenze di export tra i bacini. L'azoto derivante da deposizione è funzione della concentrazione degli ossidi di azoto in atmosfera e delle precipitazioni, di conseguenza è legato alle aree maggiormente caratterizzate dalle attività antropiche (presenza di ossidi di azoto) e/o con maggiori precipitazioni. È possibile constatare come tutti i bacini che hanno un carico areale di TN maggiore rispetto alla media del distretto si trovano in sinistra idrografica (Figura 42). Questi territori, in particolar modo quelli lombardi, hanno una maggiore densità di popolazione (Figura 3) e una portata media superiore (Figura 29) che unite ad un minor numero di corpi idrici intermittenti garantiscono una maggiore disponibilità idrica, oltre ad avere generalmente una precipitazione media superiore ($\mu_{DIS} = 856 \text{ mm}$; $\mu_{(ADD, OGL, TIC, LAM)} = 912 \text{ mm}$). Non è importante che in termini assoluti uno di questi aspetti sia il più elevato, quanto che tutti questi fattori siano contemporaneamente e mediamente tra i maggiori. In qualche misura la deposizione azotata ricomprende al suo interno questi effetti mascherando parzialmente sia il contributo del commercio netto di azoto nei prodotti alimentari (N-food, l'altra variabile legata al numero di abitanti) che, quasi completamente, il contributo del run.off. Il contributo della deposizione può quindi essere interpretato come un riflesso del livello di

antropizzazione dei bacini e di disponibilità idrica legata alle precipitazioni. Ne deriva che i bacini dove l'antropizzazione è maggiore unita ad una maggiore piovosità siano quelli con il carico superiore.

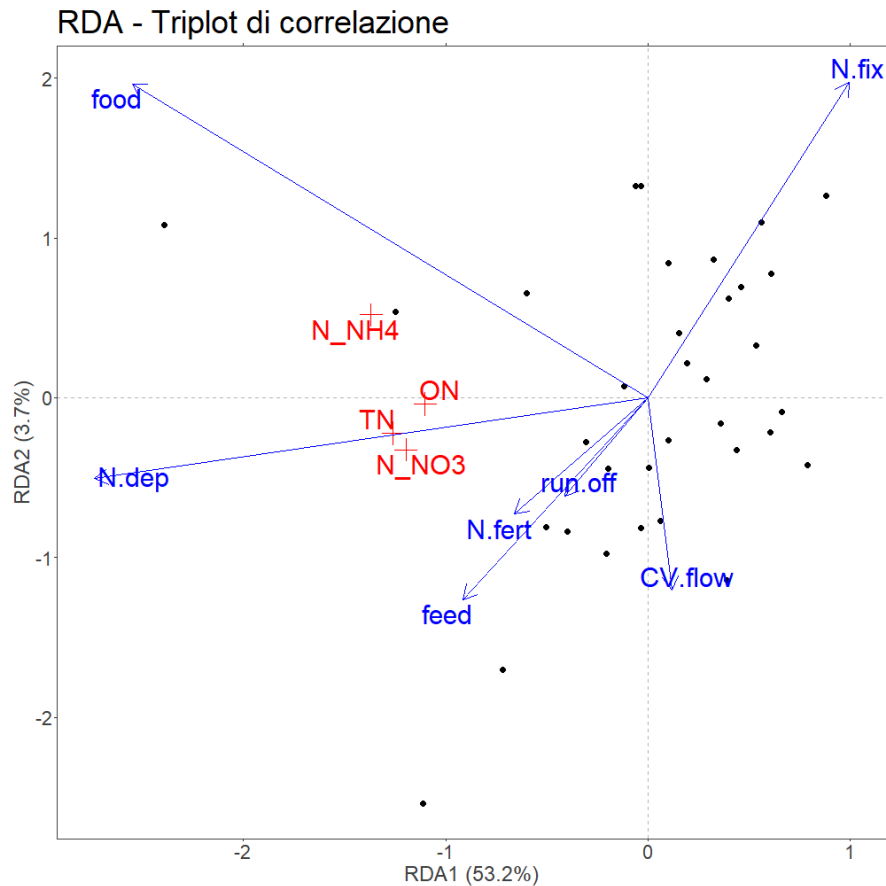


Figura 49 – Rappresentazione grafica dell'RDA. Triplot di correlazione: La proiezione dei sottobacini (punti neri) lungo qualsiasi variabile è proporzionale al valore del sottobacino lungo la variabile. L'angolo tra le variabili risposta (croci rosse) e le variabili esplicative (frecce blu) riflette il grado di correlazione: un angolo più piccolo rappresenta un livello maggiore di correlazione. (N.dep = deposizioni atmosferiche; N.fert = applicazione di fertilizzanti azotati di sintesi; N.fix = fissazione biologica connessa alla coltivazione di specie azoto-fissatrici; feed = movimento netto di azoto attraverso i confini del bacino in prodotti destinati all'alimentazione umana; food = movimento netto di azoto attraverso i confini del bacino in prodotti destinati all'alimentazione animale; run.off = carico idraulico areale; CV.flow = indice di variazione della portata).

L'input di azoto dovuto alla deposizione atmosferica può essere quindi interpretato come un indice generale del grado di antropizzazione a livello di distretto e contribuisce a spiegare la variabilità del carico di TN. Mentre i carichi di azoto nitrico e ammoniacale, che sono parte del carico di azoto totale, sono spiegati in misura maggiore dalle altre variabili e la loro significatività è funzione della composizione delle pressioni dominanti presenti nel

bacino. Questo suddivide la restante parte della varianza tra tutte le altre variabili, che risultano complessivamente poco significative a livello generale perché specificatamente ed esclusivamente legate a determinati gruppi di bacini.

Si osserva, quindi, come i bacini si distribuiscano secondo due direttrici fondamentali: quella del food e quella composta dalla combinazione di feed, N.fert, run.off e in direzione opposta N.fix. La prima direttrice suddivide i bacini fortemente importatori di azoto legato al cibo per l'alimentazione umana da quelli fortemente esportatori. Se i primi risultano caratterizzati da una forte densità di popolazione e contribuiscono a spiegare la variabilità del carico esportato di azoto ammoniacale i secondi non sono necessariamente i più agricoli del distretto, ma sono quelli con un fabbisogno interno molto basso e con un carico esportato di azoto ammoniacale inferiore. In questi bacini il contributo delle pressioni legate all'attività agricola ha un ruolo intermedio poiché si posizionano a metà della seconda direttrice (decritta in seguito). Questo risultato lega quindi il carico di azoto ammoniacale in misura maggiore alla presenza umana in senso stretto (densità di popolazione).

La seconda direttrice è quella composta da feed, N.fert, run.off e N.fix. Questo indica come i sottobacini con un livello intermedio di densità di popolazione possano differenziarsi a seconda delle colture (azoto fissatrici vs fertilizzate) e dell'allevamento (diverso grado di densità). I sottobacini del distretto con maggiori densità medie di capi allevati sono spesso anche quelli caratterizzati da colture intensive che necessitano di fertilizzazione e con una maggiore disponibilità idrica (le frecce di feed, N.fert, run.off sono sostanzialmente sovrapponibili). In un modello statistico parsimonioso è sufficiente la variabile che caratterizza un maggior numero di bacini per spiegare buona parte della varianza. Di conseguenza, risulta significativa solo la variabile "feed" ovvero quella che indica l'import netto di azoto legato all'alimentazione dei capi allevati. I bacini caratterizzati in misura superiore dall'allevamento e dalle colture che necessitano fertilizzazione sono quelli che meglio concorrono a spiegare la variabilità nell'export del carico di azoto nitrico. Al contrario i bacini in cui sono via via più dominanti le colture azoto fissatrici spiegano in misura sempre minore la variabilità del carico esportato di azoto nitrico. Questo risultato appare logico in quanto le colture azoto-fissatrici non concorrono attivamente a trattenere l'azoto, ma semplicemente il loro ruolo nel generare il carico complessivo è scarso o nullo.

Va infine sottolineato che all'interno di questa analisi si è scelto di non considerare eventuali interazioni tra i fattori che potenzialmente potrebbero cambiare il ruolo ed il peso di alcune variabili. La scelta deriva dalla elevata incertezza presente nella stima dei carichi areali (Allegato A) che non permette di considerare affidabile un eventuale prodotto tra fattori.

Relazioni con il carico di fosforo

L'analisi della partizione della varianza, applicata ai carichi di fosforo, dove la prima matrice è composta dai fattori che concorrono alla formazione del carico di fosforo di origine antropica (NAPI), mentre la seconda è composta dalle variabili idrologiche e ambientali, ha evidenziato che complessivamente la somma di tutte le variabili considerate contribuisce a spiegare il 52% della variabilità osservata. Le componenti del NAPI rappresentano poco più di metà della varianza espressa (23%) mentre le caratteristiche idro-ambientali il 19% della variabilità

Figura 50). L'intersezione tra i due insiemi rappresenta il 10% della variabilità, ovvero la quota parte spiegata contemporaneamente da entrambe le matrici. Questa intersezione non va interpretata come una possibile interazione ed anzi è legata ad una possibile correlazione tra una o più variabili delle due matrici. Come nel caso dell'azoto anche per il fosforo è stato valutato opportuno togliere dalle successive analisi la variabile *colline moreniche*.

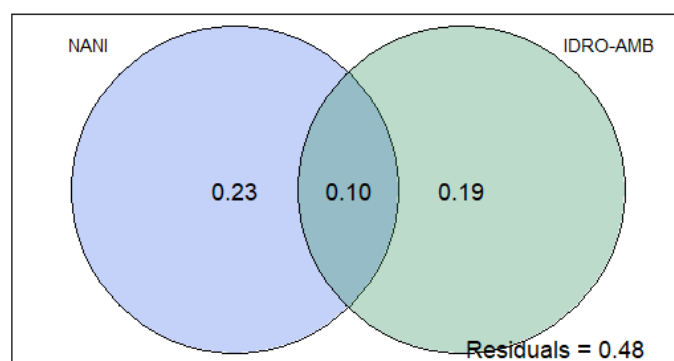


Figura 50 – Diagramma di Eulero-Venn a rappresentazione della partizione della varianza tra la matrice NAPI (composta dai fattori che compongono il NAPI) e la matrice IDRO-AMB composta dalle variabili idrologiche e ambientali.

Come per l'azoto è stata eseguita una pRDA in cui le componenti antropiche (componenti del NAPI) e le variabili idrologiche sono considerate come variabili principali mentre le caratteristiche ambientali come co-variabili e non vengono quindi considerate all'interno della rappresentazione grafica. Il modello è risultato significativo ($p < 0.05$) (Figura 51) e le variabili sufficienti a spiegare la maggior parte della varianza del modello più parsimonioso, sono: l'import netto di fosforo in prodotti per l'alimentazione umana (food = 16%), l'import netto di fosforo nel mangime (feed = 7%) e il carico idraulico areale (run.off = 6%).

Anche se rispetto all'azoto il minor numero di variabili esplicative determina un appiattimento nella distribuzione grafica dei bacini, si possono individuare tre direttrici principali. La prima per importanza è quella che differenzia i bacini secondo l'import netto di fosforo in prodotti per l'alimentazione umana. Questa variabile contribuisce a spiegare in generale la variabilità legata al carico esportato di fosforo totale. Al diminuire dell'importanza della variabile food, i bacini si distribuiscono seguendo due direttrici minori che concorrono a spiegare la variabilità del carico esportato di fosforo reattivo e di quello particellato e organico. La prima direttrice minore comprende il fosforo legato alla fertilizzazione, mentre la seconda è formata dalla combinazione di feed, run.off e in direzione opposta CV.flow (indice di variazione della portata). A differenza della precedente analisi dell'azoto, il fosforo legato alla fertilizzazione non si trova accoppiato al feed ad al run.off. Ciò è determinato dal fatto che tutte le colture necessitano (in rapporti diversi) di una fertilizzazione a base di fosforo, al contrario dell'azoto in cui le colture sono state differenziate in due sottogruppi (N.fix e N.fert) per identificare le colture dove l'input di azoto deriva da azoto fissazione (N.fix) e quindi non sono fertilizzate, da quelle dove è dominante la fertilizzazione (N.fert). La distribuzione nel bacino del carico di fosforo dovuto all'uso dei fertilizzanti risulta quindi diversa rispetto a quella a base di azoto e i bacini legati a questa direttrice concorrono maggiormente alla variabilità legata al carico di fosforo reattivo solubile. Invece nella seconda direttrice minore, come per l'azoto, la variabile run.off risulta sovrapponibile a quella del feed, confermando come i bacini con maggiore disponibilità idrica siano anche quelli dove si concentra il settore dell'allevamento. Questi territori contribuiscono a spiegare la variabilità del carico di fosforo particellato e organico. Si contrappongono a questo gruppo i bacini a regime torrentizio e quindi con un CV.flow crescente. Maggiore è il grado di intermittenza, minore è il carico esportato e minore è il

ruolo delle componenti del NAPI nello spiegare la variabilità del carico esportato di questi bacini.

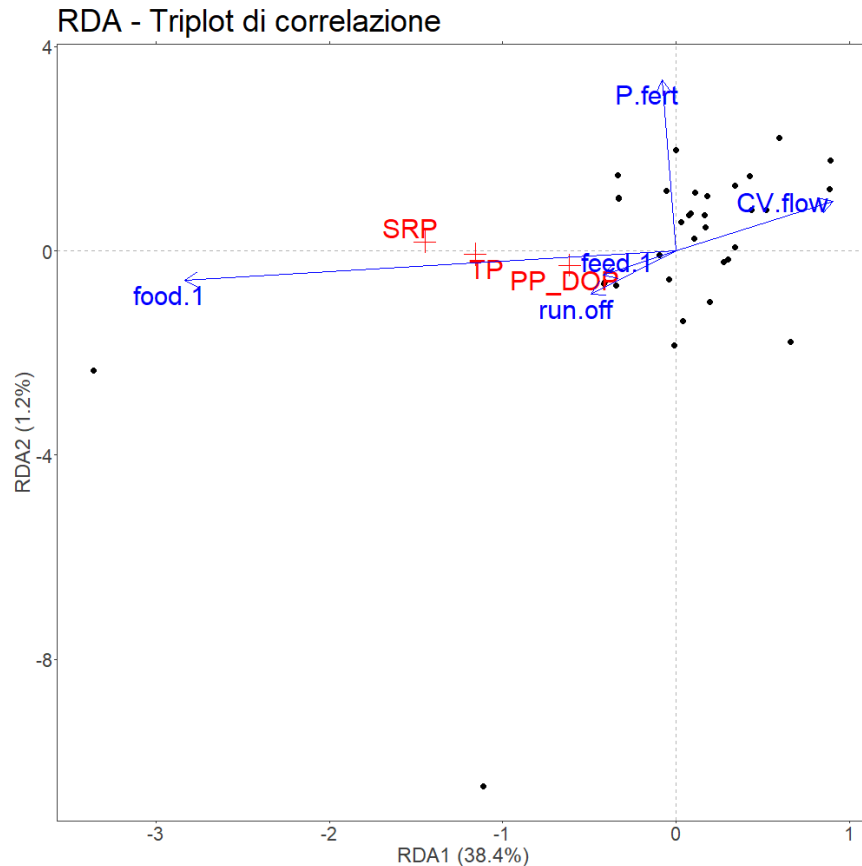


Figura 51 – Rappresentazione grafica dell’RDA. Triplot di correlazione: La proiezione di un sottobacino (punti neri) lungo qualsiasi variabile è proporzionale al valore del sottobacino lungo la variabile. L’angolo tra le variabili risposta (croci rosse) e le variabili esplicative (frecce blu) riflette il grado di correlazione: un angolo più piccolo rappresenta un livello maggiore di correlazione. (P.fert = applicazione di fertilizzanti fosfatici sintesi; feed.1 = movimento netto di fosforo attraverso i confini del bacino in prodotti destinati all’alimentazione umana; food.1 = movimento netto di fosforo attraverso i confini del bacino in prodotti destinati all’alimentazione animale; run.off = carico idraulico areale; CV.flow = indice di variazione della portata).

In questa ultima direttrice due variabili su tre sono idrologiche, confermando il ruolo maggioritario di questo fattore nel regolare il carico del fosforo (19% della varianza spiegata), rispetto a quello dell’azoto (9% della varianza spiegata). La componente idrologica, considerata tramite l’effetto combinato delle precipitazioni (erosione del suolo) e delle piene (trasporto), gioca un ruolo centrale nel regolare l’export del carico di fosforo in alcuni bacini. Il carico di fosforo totale in questi territori è dominato dalla componente particellata e si trova fondamentalmente in forma minerale e non biodisponibile. Questo

effetto diminuisce, rispetto all'azoto, l'importanza relativa dell'input antropogenico nel contribuire a generare il carico esportato di TP e aumenta il ruolo dell'idrologia e della componente geologica del territorio.

Contrariamente alle aspettative è risultata più importante la variabile run.off rispetto al CV.flow. Sono infatti i bacini con corpi idrici intermittenti quelli in cui l'effetto delle piene risulta evidente, poiché la maggior parte del carico, in cui la componente particellata è maggioritaria, viene esportato in questi momenti. La significatività inferiore del CV.flow è dovuta molto probabilmente ad una sottostima del carico di TP per i bacini intermittenti, legata alla difficoltà di intercettare correttamente le fasi di piena. Ne deriva che il carico esportato di fosforo di origine naturale è fortemente sottostimato e le variabili idrologiche e ambientali che potrebbero spiegarne la variabilità, non risultano a loro volta molto significative.

Il minor numero di variabili esplicative, l'incertezza nella stima del particellato e la difficoltà nell'intercettare i fenomeni di piena, creano una incertezza maggiore rispetto all'azoto nell'associare la variabilità del carico esportato a quella dell'input antropogenico e delle variabili idro-ambientali, che si traduce in un valore residuo pari al 48%.

BACINI DI BONIFICA DELTIZI DEL DISTRETTO IDROGRAFICO DEL FIUME PO: CARICHI DI AZOTO GENERATI, ESPORTATI E SCENARI DI CONTENIMENTO TRAMITE PRATICHE DI GESTIONE CONSERVATIVA DELLA VEGETAZIONE ACQUATICA

Bilanci di massa dell'azoto calcolati a scala di bacino considerando un ampio range dimensionale e di uso del suolo hanno evidenziato che mediamente oltre il 75% del carico generato non è soggetto ad export tramite trasporto fluviale (Howarth et al., 2012; Goyette et al., 2019; Romero et al., 2016). Questo termine viene generalmente indicato come *"missing nitrogen"*, evidenziando l'incertezza della comunità scientifica nello stabilirne il destino. Sink interni, al momento non ancora sufficientemente indagati, rendono conto della quota di azoto non conteggiata nei bilanci, che è il risultato di molteplici processi idrologici e biogeochimici che agisce sui carichi dai luoghi di generazione sul territorio fino alla chiusura di bacino. Comprendere se il nitrato si accumula nelle falde, o viene rimosso in modo permanente tramite denitrificazione batterica nei suoli e nelle acque, rappresenta un elemento chiave per pianificare e attuare strategie efficaci di gestione dei territori che siano volte al miglioramento della qualità delle acque nei bacini agricoli (Kulkarni et al., 2008; Kolbe et al., 2019).

Un numero sempre crescente di studi sta dimostrando come, in bacini idrografici di pianura soggetti ad intense pressioni agro-zootecniche, un'ingente generazione interna di carichi azotati non si traduce necessariamente in export elevati verso le zone costiere (Lassaletta et al., 2012; Romero et al., 2016). Le dinamiche dell'azoto risultano infatti strettamente connesse alle pratiche di gestione delle acque e alle pratiche irrigue, in particolare, possono creare condizioni favorevoli alle trasformazioni dell'azoto, aumentando i tempi di ritenzione dei volumi d'acqua che, prelevati dai corpi idrici principali, vengono distribuiti nelle terre agricole (Barakat et al., 2016). Ne deriva che la capacità di ritenzione dell'azoto dei territori aumenta in relazione alla densità di ambienti lotici di ridotte dimensioni (canali di bonifica e irrigazione) e alla disponibilità delle forme azotate disciolte nelle acque superficiali, al contrario diminuisce all'aumentare del grado di ricircolo delle masse d'acqua irrigue, che possono operare numerosi lavaggi sul territorio prima di essere convogliate a mare (Hitomi et al., 2006; Törnqvist et al., 2015).

In risposta agli obiettivi specifici di progetto 1, 2 e 4, nel presente capitolo sono riportati i risultati della stima dei carichi generati ed esportati nei due principali bacini di bonifica costieri del distretto Padano, il Burana-Po di Volano-Canale Navigabile e il Fissero-Tartaro-Canalbiano, territori dove l'uso del suolo prevalente è quello agricolo. Vengono infine fornite indicazioni quantitative e gestionali per il controllo dei carichi diffusi tramite misure basate sui processi naturali, nello specifico l'implementazione di pratiche di gestione conservativa della vegetazione acquatica nel reticolo di bonifica.

Bilancio integrato suolo-acque: esempio di applicazione nel bacino del Burana-Po di Volano-Canale Navigabile per indagare il destino del surplus azotato

La stima dei carichi generati ed esportati nel Burana-Po di Volano-Canale Navigabile è stata condotta tramite un'analisi integrata dei flussi a scala di bacino che ha unito il bilancio dell'azoto nel sistema suolo agricolo al bilancio nel sistema acque superficiali/acquifero superficiale, con la finalità di spiegare il destino del surplus di azoto. È stato quantificato e distinto il contributo relativo dello stoccaggio nelle acque sotterranee e nei suoli e del processo di denitrificazione, nei suoli e negli ambienti acquatici del reticolo idrografico secondario, quale meccanismo che concorre a tamponare l'eccesso di azoto. Il bacino del Burana-Po di Volano-Canale Navigabile, coincidente dal punto di vista amministrativo con la provincia di Ferrara, è stato scelto come caso di studio per testare l'approccio di analisi precedentemente introdotto (e descritto in dettaglio nell'Allegato A) per tre ragioni principali: 1) il territorio è intensamente coltivato e caratterizzato da suoli a tessitura fine (limosi-argillosi); 2) il bacino è completamente pianeggiante e per la maggior parte al di sotto del livello del mare, quindi tutti gli ingressi e le uscite di acqua sono gestiti artificialmente e regolarmente monitorati dal Consorzio di Bonifica Pianura di Ferrara, consentendo un accurato bilancio idrico e dell'azoto nella rete dei canali; 3) sono disponibili numerose informazioni riguardo i fattori idrogeologici e i processi biogeochimici che guidano i percorsi di migrazione orizzontale e verticale dell'azoto e ne regolano la trasformazione.

Il bilancio dell'azoto nelle acque e nei suoli del bacino deltizio Burana-Po di Volano-Canale Navigabile ha evidenziato che: 1) gli input di azoto nei suoli agricoli superano gli output di quasi il 40% (in media $\sim 80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$) (Figura 52); 2) la quota di azoto persa dalle terre agricole tramite runoff e che giunge alle acque superficiali costituisce meno dell'1%

dell'input totale di azoto apportato ai suoli coltivati con le fertilizzazioni (sintetiche e organiche); 3) sebbene gli input di azoto ai suoli coltivati siano rilevanti (in media ~200 kg N ha⁻¹ anno⁻¹), le concentrazioni di nitrato misurate nell'acquifero superficiale risultano stabilmente basse in tutto il bacino (Figura 53); 4) le acque in uscita dal bacino presentano concentrazioni di nitrato, la forma dominante dell'azoto disciolto, in media sempre inferiori a quelle delle acque in ingresso (Figura 53), indicando come la rete dei canali agisca quale sink di azoto. Questo avviene in particolare nei mesi primaverili-estivi, attenuando il carico di azoto importato nel bacino tramite l'acqua di irrigazione (Figura 54), 5) la denitrificazione nei suoli rappresenta verosimilmente il processo responsabile del destino del "missing nitrogen".

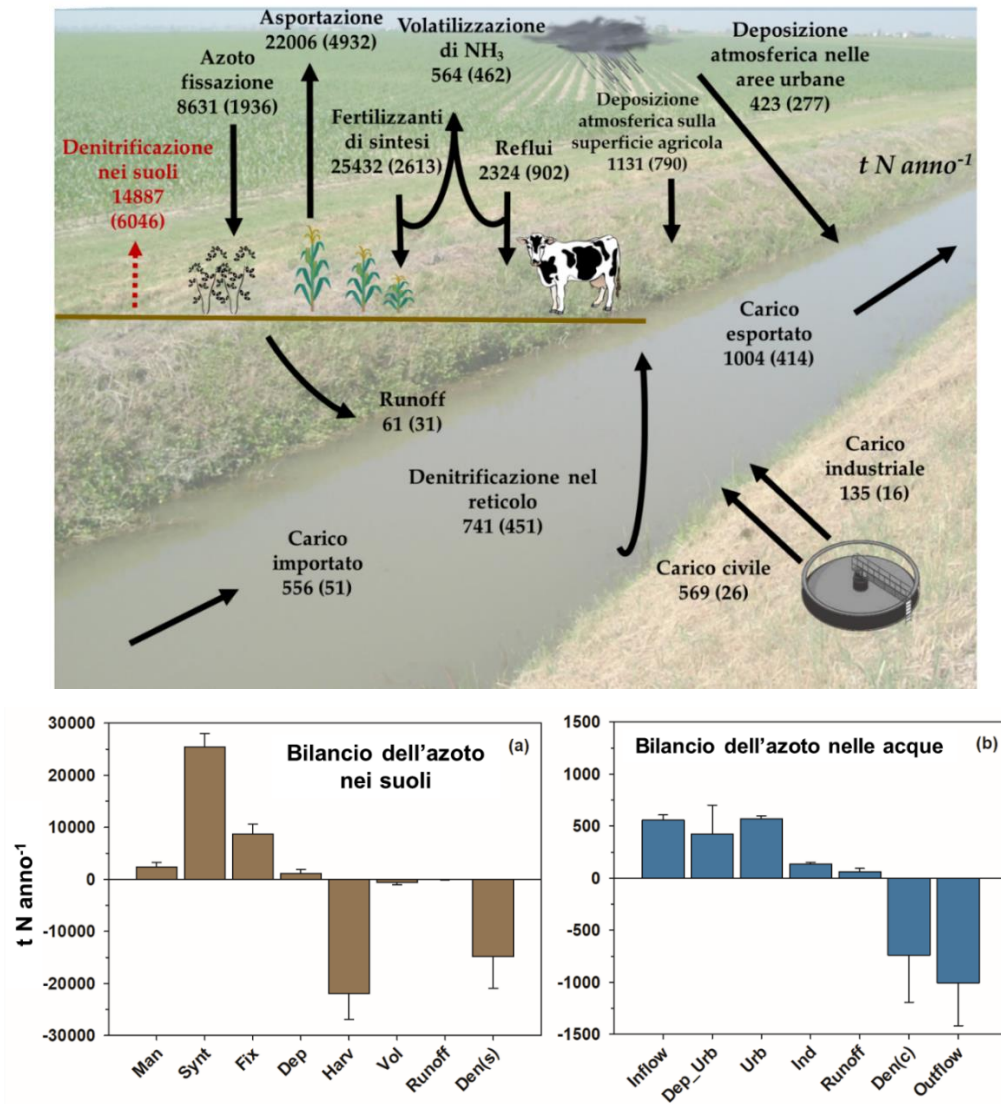


Figura 52 – Bilancio dell'azoto nei suoli e nelle acque del bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile. I valori in parentesi o le barre di errore negli istogrammi rappresentano la deviazione standard.

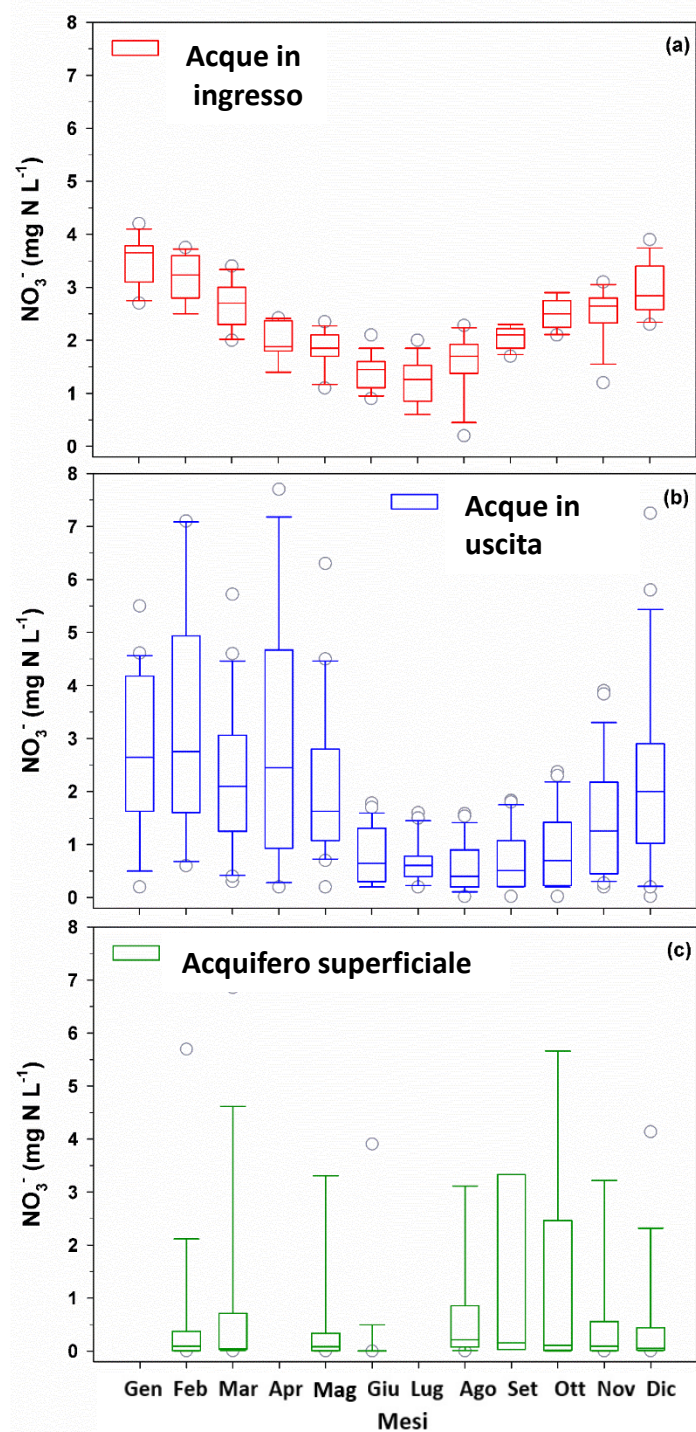


Figura 53 – Concentrazioni di nitrato in ingresso e uscita dalla rete dei canali e nell’acquifero superficiale nel bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile.

Gli apporti di azoto alle terre coltivate tramite fertilizzazioni sintetiche (range 160-270 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$, valori comunali) nel bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile si attestano tra i valori più elevati segnalati per bacini agricoli europei (Vagstad et al., 2004; Lassaletta et al., 2016; Poisvert et al., 2017) e suggeriscono una condizione di potenziale

inquinamento delle acque. L'efficienza di uso dell'azoto, ovvero la quota degli input asportata tramite la raccolta delle colture, si attesta al 60%, risultando superiore ai valori ottenuti per altri sottobacini ad elevata vocazione agro-zootecnica del sistema padano, come i fiumi Oglio e Mincio (range 35–50%) (si veda per un approfondimento il capitolo sui carichi generati). Sebbene tutti i sottobacini siano accumulati dall'aver i cereali (mais e frumento) come colture principali, la differenza principale sta nell'uso prevalente di fertilizzanti sintetici nel bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile, che risultano, più facilmente dosabili dei reflui zootecnici, utilizzati invece in prevalenza nei bacini di Oglio e Mincio, il cui eccesso genera maggiori perdite verso le acque superficiali e sotterranee (Severini et al., 2020). Sebbene la distribuzione di fertilizzanti di sintesi consenta di soddisfare in modo più preciso la domanda delle colture, la loro rapida dissoluzione e trasformazione nei suoli può aumentare il rischio di runoff e percolazione del nitrato (Castaldelli et al., 2019). Poiché il bacino indagato è un territorio completamente pianeggiante con una pendenza media estremamente bassa, la frazione di azoto in eccesso nei suoli che raggiunge la rete di canali tramite il deflusso superficiale risulta un termine trascurabile del bilancio complessivo dell'azoto.

Su base annuale il carico di azoto esportato dal bacino costituisce meno del 10% dell'input totale di azoto apportato alle terre coltivate, evidenziando un'elevata capacità metabolica interna del sistema. Inoltre, abbandonando la scala di analisi annuale e guardando all'andamento stagionale dei carichi, si nota come la rete dei canali agisca quale sink di azoto nei mesi primaverili-estivi, dissipando il carico di azoto importato nel bacino tramite l'acqua di irrigazione (Figura 54).

Complessivamente il bacino, nei mesi irrigui, esporta in Adriatico una quantità di azoto inferiore a quella che entra tramite l'acqua destinata all'irrigazione, sebbene ci sia una generazione interna di carichi di origine agricola che si traduce in un surplus. Le ritenzioni maggiori (differenze maggiori tra input e output) si riscontrano nel pieno dell'estate quando maggiore è anche il rischio che si inneschino fenomeni di eutrofizzazione nelle zone costiere, suggerendo come i processi interni di metabolizzazione nei bacini di pianura siano strettamente connessi alle pratiche irrigue e al funzionamento delle reti di canali.

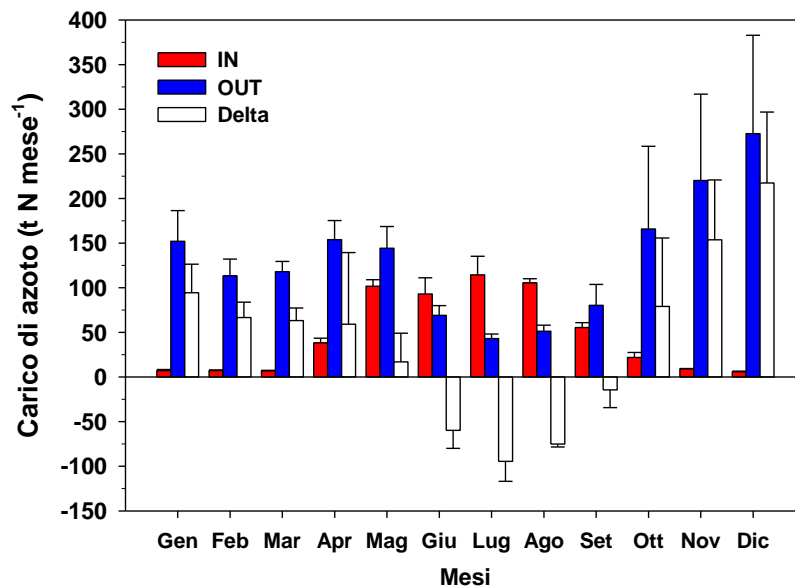


Figura 54 – Carichi di azoto inorganico disciolto importati ed esportati mensilmente nella rete dei canali nel bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile.

Nel bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile, caratterizzato da suoli a tessitura fine, la denitrificazione può trovare condizioni idonee a causa di bassa conducibilità idraulica, territorio pianeggiante e falde acquifere poco profonde, tutte caratteristiche che, in occasione di piogge intense, favoriscono l'instaurarsi di condizioni di saturazione idrica con conseguente carenza di ossigeno. Questa ipotesi è supportata da numerose evidenze che dimostrano una generale scarsità di forme minerali dell'azoto sia negli acquiferi superficiali che nei suoli (Castaldelli et al., 2013). Estese campagne di monitoraggio della falda acquifera poco profonda, eseguite a scala di intero bacino, mostrano una condizione di assenza di contaminazione da nitrato, ad eccezione di situazioni transitorie, in corrispondenza di suoli sabbiosi permeabili (paleodune costiere e paleovalvei del fiume Po), quando le concentrazioni raggiungono picchi 2-5 mg N l⁻¹ (Figura 55). La presenza simultanea di ipossia/anossia, la disponibilità di nitrato e carbonio organico labile rappresentano le condizioni che innescano la respirazione anaerobica del nitrato da parte dei batteri eterotrofi denitrificanti (Tiedje, 1988; Wallenstein et al., 2006). Nelle regioni temperate, i suoli agricoli sono comunemente caratterizzati da condizioni ipossiche poiché rimangono umidi dal tardo autunno all'inizio della primavera e, in caso di falde acquifere prossime al piano campagna come nel bacino indagato, anche occasionalmente sono completamente allagati dopo eventi piovosi intensi. Questi rappresentano i momenti di

perdita di azoto potenzialmente più elevata, quando i processi di dissipazione microbica risultano più veloci rispetto alla migrazione verticale, condizione che ne previene l'accumulo nelle falde: il carbonio organico deriva dai residui colturali e il nitrato dalle fertilizzazioni che vengono generalmente eseguite in copertura, per le colture più azoto-esigenti come mais e frumento.

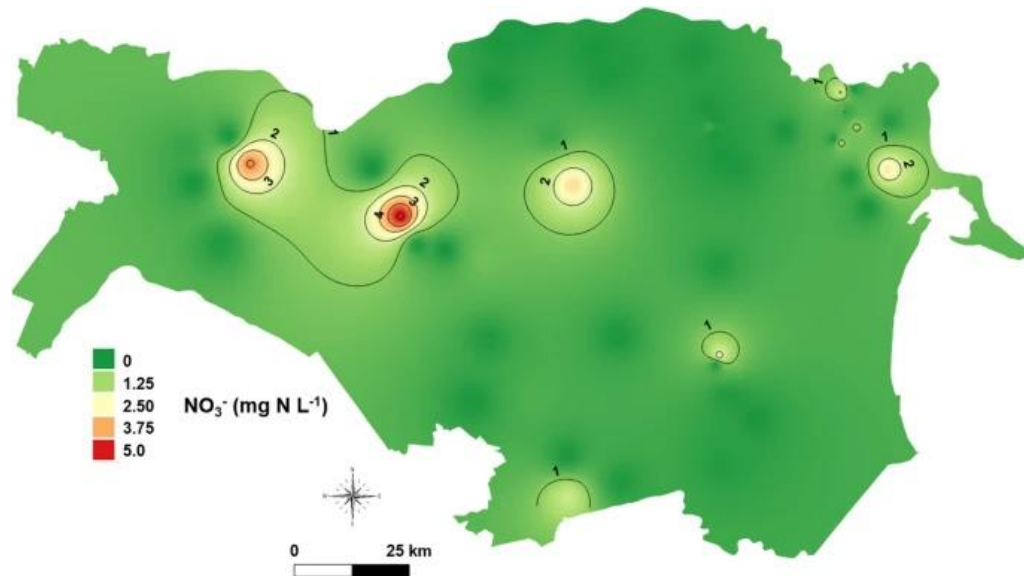


Figura 55 – Concentrazioni medie annuali di nitrato nell'acquifero superficiale del bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile.

La disponibilità di carbonio organico labile è un fattore chiave a supporto della capacità denitrificante dei suoli e del suo ruolo nella protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento da nitrato. È stato dimostrato che la presenza di acidi organici a basso peso molecolare, come l'acetato, influenza profondamente la persistenza di nitrato nei suoli, con elevate concentrazioni di acetato corrispondenti a tenori di nitrato estremamente bassi (Castaldelli et al., 2013a). Nei suoli dell'area indagata, gli acidi organici originati dalla decomposizione dei residui colturali e dagli essudati radicali rappresentano spesso gli unici input organici, poiché le fertilizzazioni con i reflui zootecnici sono scarse. Ciò sottolinea la necessità di adottare pratiche agronomiche che mantengano una sufficiente dotazione di sostanza organica nei suoli per sostenere la loro intrinseca capacità tampone. Nel bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile, le pratiche di allevamento tradizionalmente ridotte e che hanno subito un costante declino negli ultimi 50 anni, con il conseguente scarso utilizzo di letame come fertilizzante, comportano il rischio di

un'eccessiva mineralizzazione del suolo (Natali et al., 2018) e di una progressiva perdita della capacità denitrificante.

In conclusione, il presente studio indica che, in climi temperati umidi, la denitrificazione nei suoli può rappresentare un importante sink di azoto in bacini agricoli soggetti ad elevate fertilizzazioni sintetiche e con suoli a tessitura fine. Questo risultato evidenzia anche che trascurare l'incidenza della denitrificazione può sovrastimare l'entità del surplus azotato quando viene calcolato tramite bilanci di massa a livello del suolo agricolo. Approcci olistici come un accurato bilancio dell'azoto a scala di bacino, sebbene richiedano una grande mole di informazioni, consentono di ottenere stime robuste di un processo cruciale come la denitrificazione nei suoli. Una caratterizzazione più accurata degli andamenti stagionali dell'attività denitrificante dei suoli risulta quindi necessaria per confermarne il ruolo nello spiegare il destino del "missing nitrogen" nei bacini agricoli di pianura. Misure di denitrificazione su scale spaziali e temporali tali da poter essere incluse nelle modellizzazioni dei flussi di azoto a scala di bacino possono quindi risultare funzionali alle strategie di gestione nelle aree vulnerabili ai nitrati.

Nature-based solutions per il contenimento dei carichi di azoto nel reticolo idrografico secondario: sintesi delle conoscenze disponibili per i territori di pianura del distretto del Po

L'eutrofizzazione e la contaminazione da nitrati continuano a rappresentare problematiche irrisolte, tanto che solo la metà dei corpi idrici superficiali in Europa ha raggiunto lo stato di qualità di buono quale obiettivo imposto dalla Direttiva Quadro Acque per il 2015 (EEA, 2018; Giakoumis & Voulvoulis, 2018). Questo rappresenta la conseguenza sia dell'alterazione indotta nel ciclo dell'azoto dalle attività antropiche (e.g. intensificazione delle attività agro-zootecniche), sia della progressiva semplificazione del territorio (impermeabilizzazione delle superfici a seguito della crescente urbanizzazione) e degli ambiti fluviali (rettificazione, arginatura, perdita di connessione con la piana alluvionale) che si traduce in una perdita di elementi dissipatori di nutrienti eutrofizzanti (zone umide, ambienti ripariali etc.) (Ludwig et al., 2009; Frascaroli et al., 2021). L'agricoltura moderna ha parallelamente modificato i paesaggi anche attraverso la costruzione di estese reti di canali a scopo di irrigazione e di drenaggio (Dollinger et al., 2015). Questi ecosistemi artificiali sono diventati componenti integrali dei bacini idrografici altamente regolati dal punto di vista idraulico e hanno preso il posto degli ambienti acquatici naturali,

progressivamente scomparsi, nel fornire numerosi servizi ecosistemici, tra cui la depurazione delle acque (Koschorreck et al., 2020; Rudi et al., 2020).

Un numero crescente di studi sta dimostrando che, nei bacini idrografici soggetti ad intense pressioni agro-zootecniche, un'ingente generazione interna di carichi azotati non si traduce necessariamente in elevati carichi esportati verso le zone costiere (Lassaletta et al., 2012; Romero et al., 2016). Le dinamiche dell'azoto risultano infatti strettamente connesse alle pratiche di gestione delle acque e, in particolare, le pratiche irrigue possono creare condizioni favorevoli al processamento dell'azoto, aumentando i tempi di ritenzione dei volumi d'acqua che prelevati dai corpi idrici principali vengono distribuiti nelle terre agricole (Barakat et al., 2016). Ne deriva che la capacità di ritenzione dell'azoto dei territori aumenta in relazione alla densità di ambienti lotici di ridotte dimensioni (canali di bonifica e irrigazione) e la disponibilità delle forme azotate disciolte nelle acque superficiali diminuisce all'aumento del grado di ricircolo delle masse d'acqua irrigue che possono operare anche numerosi lavaggi sul territorio prima di essere convogliate a mare (Hitomi et al., 2006; Törnqvist et al., 2015).

Le reti di canali sono state identificate come efficaci sink per la rimozione permanente dell'azoto tramite denitrificazione (Pierobon et al., 2013; Goeller et al., 2020; Taylor et al., 2020). Tale potenzialità è attribuibile ad alcune caratteristiche peculiari: 1) l'elevata estensione lineare del reticolo minore, generalmente superiore a quella del reticolo idrografico principale anche di alcuni ordini di grandezza; 2) la distribuzione capillare, che fa sì che esso rappresenti il principale elemento di connessione tra gli ambienti terrestri e i corpi idrici principali, quindi anche il principale recettore dei carichi inquinanti; 3) la presenza di vegetazione acquatica.

Nella situazione attuale i canali non esprimono appieno la loro potenzialità auto-depurativa, anche in qualità di vicarianti di altri ambienti acquatici ormai scomparsi nei contesti antropizzati (es. zone umide, fasce tampone boscate), a causa delle modalità di progettazione e di gestione indirizzate quasi sempre solo al mantenimento della capacità di trasporto dell'acqua e di riduzione del rischio idraulico. La vegetazione acquatica è generalmente considerata un ostacolo alla circolazione delle acque quindi le principali attività di manutenzione operate dai Consorzi di bonifica sono rappresentate da interventi di rimozione delle macrofite, sia sulle sponde che in alveo, congiuntamente ad operazioni di dragaggio ed espurgo dei sedimenti. È stata invece trascurata la possibilità di gestire

questo sistema allo scopo di sfruttare le molteplici funzioni ecologiche che è in grado di svolgere, tra le quali la capacità di trasformare e rimuovere i carichi di inquinanti.

A livello italiano, studi sul funzionamento del reticolo idrografico secondario e sulla capacità di controllare i carichi inquinanti sono stati condotti nell'ultimo decennio prevalentemente nel bacino del Burana-Po di Volano-Canale Navigabile, area dichiarata vulnerabile ai nitrati di origine agricola. Questo territorio costituisce la porzione terminale del sistema idrografico del fiume Po (~2,600 km²), è a prevalente uso agricolo (>85% della superficie) ed è attraversato da un'estesa rete di canali (>8200 km) con funzione mista di drenaggio e irrigazione. Data l'assenza di sorgenti interne, l'irrigazione nel bacino dipende quasi esclusivamente dall'acqua derivata dal fiume Po. Questa peculiare caratteristica ha consentito di effettuare stime accurate dei carichi di azoto in ingresso e in uscita dalla rete idrica, sulla base di monitoraggi regolari dei volumi d'acqua e della qualità chimica effettuati rispettivamente dal Consorzio di Bonifica Pianura di Ferrara e da ARPAE Emilia-Romagna. È stato dimostrato che il bacino esporta in Adriatico un carico di azoto inferiore a quello che entra tramite l'acqua destinata all'irrigazione (Castaldelli et al., 2013b; Castaldelli et al., 2020; Soana et al., 2022). Questo suggerisce come il territorio presenti un'elevata capacità di metabolizzazione interna, supportata anche da un accumulo irrilevante di forme minerali dell'azoto nel suolo e nella falda superficiale. L'abbattimento netto di azoto evidenziato dal bilancio input-output nelle acque superficiali rappresenta una prima evidenza indiretta del ruolo del reticolo idrografico nella dissipazione dei carichi azotati. Le ritenzioni maggiori riscontrate nei mesi estivi supportano ulteriormente questa ipotesi, dal momento che il reticolo assume una rilevanza particolare nel periodo irriguo, quando ingenti volumi di acqua fluviale vengono derivati e distribuiti sul territorio. Il periodo irriguo coincide con la fase vegetativa delle comunità di macrofite e con il momento in cui le temperature più alte delle acque favoriscono il metabolismo batterico. Rappresenta quindi il periodo in cui le trasformazioni dei composti azotati risultano maggiori, sia in termini di stoccaggio temporaneo nelle biomasse dei produttori primari, sia in termini di rimozione definitiva tramite denitrificazione. Questa prima evidenza indiretta del ruolo del reticolo idrografico nella dissipazione dei carichi azotati ha dato l'impulso all'avvio di numerosi studi volti ad indagare i sink di azoto lungo il continuum suolo-acque interne-mare. L'obiettivo delle ricerche è stato duplice:

- 1) parametrizzare la funzione depurativa nei canali individuando le condizioni che massimizzano la ritenzione di azoto;
- 2) estendere a scala di intero reticolo i risultati per valutare quanto i processi di dissipazione dei nutrienti che avvengono nei canali possano avere ripercussioni, a scala spaziale ampia, in termini di miglioramento della qualità delle acque.

Il ruolo della vegetazione acquatica e del consorzio batterico ad essa associato nel controllo e nella mitigazione dei carichi di azoto è stato indagato applicando l'approccio metodologico detto "N₂ open-channel", basato sull'impiego della spettrometria di massa con iniezione a membrana (MIMS) per la misura del rapporto N₂/Ar in acqua. Tale innovativa tecnica, nata all'inizio degli anni 2000 negli Stati Uniti per corsi d'acqua di grandi dimensioni, è stata recentemente adattata e applicata agli ambienti del reticolo idrografico secondario nel bacino del fiume Po (Castaldelli et al., 2015; Soana et al., 2017). La tecnica è stata validata con metodi biogeochimici classici (es. bilanci monte-valle di gas e nutrienti, incubazioni in laboratorio di carote di sedimento e mesocosmi) e implementata metodologicamente, per incrementarne la potenza descrittiva ed estenderne l'applicabilità (Soana et al., 2018a).

Un ampio dataset di misure acquisite durante il periodo irriguo in numerosi tratti di canali soggetti a fonti di inquinamento puntiforme e diffuso mostra come questi sistemi siano particolarmente efficienti nel rimuovere azoto (1.52-4.97 kg N km⁻¹ giorno⁻¹) in presenza di vegetazione emergente (*Phragmites australis* e *Typha* spp.), mentre i tassi risultano significativamente inferiori in assenza di piante acquatiche (0.04-0.24 kg N km⁻¹ giorno⁻¹) (Pierobon et al., 2013). Da una serie di studi effettuati sia su campo che in laboratorio con metodiche complementari risulta che la rimozione del nitrato, a parità di condizioni di contorno (es. caratteristiche chimico-fisiche e idrauliche, substrato, etc.) è in media dieci volte maggiore in presenza di vegetazione rispetto alla condizione di sedimento nudo. L'uptake da parte della vegetazione, sebbene risulti proporzionale ai tassi di rimozione totali di azoto, rappresenta una frazione poco rilevante (5-10%) della quantità complessivamente rimossa. Questo risultato confuta un assunto ancora radicato nella gestione degli ecosistemi acquatici, derivante da un analogo con l'agronomia, cioè che il taglio della biomassa nel periodo di massima crescita costituisca una pratica efficace per controllare l'inquinamento da azoto. Ciò può avere un senso per i metalli o per il fosforo mentre per l'azoto incide in modo trascurabile. Diversamente, la rimozione della

vegetazione fa venir meno l'elemento chiave che sostiene la capacità di autodepurazione dei canali. La corrispondenza 1:1 tra tassi di consumo di nitrato e tassi di produzione di N_2 in sedimenti vegetati, riscontrata sia a scala di mesocosmo che di intero tratto di canale (Soana et al., 2019), conferma come la rimozione dell'azoto sia sostenuta prevalentemente dalla denitrificazione, processo chiave in ottica di contrasto all'eutrofizzazione. Questo risultato evidenzia anche il ruolo indiretto della vegetazione nell'incentivare i processi microbici responsabili della dissipazione dell'azoto. Le modalità secondo cui le piante acquatiche promuovono la denitrificazione sono molteplici, sintetizzabili nel favorire lo sviluppo di interfacce multiple sia in colonna d'acqua (biofilm) che nella rizosfera (nicchie ossiche nel sedimento anossico) dove si instaurano le condizioni ottimali per le comunità denitrificanti. Il biofilm, complessa matrice di batteri, microalghe e detrito che riveste le porzioni sommerse delle piante acquatiche, rappresenta un mezzo ideale per i processi microbici (Figura 56). In particolare, l'elevata disponibilità di sostanza organica labile, le condizioni ipossiche-anossiche negli strati più profondi del biofilm e la disponibilità di nitrato che diffonde dall'acqua circostante, ne favoriscono la rimozione tramite denitrificazione. I biofilm rappresentano il principale hotspot denitrificante nei canali vegetati, estendendosi su superfici molto vaste, esposte a condizioni favorevoli di costante rinnovo dell'acqua a contatto con esse e tali da massimizzare l'efficienza dei processi di scambio dei substrati, aumentando di conseguenza le cinetiche dei processi microbici.

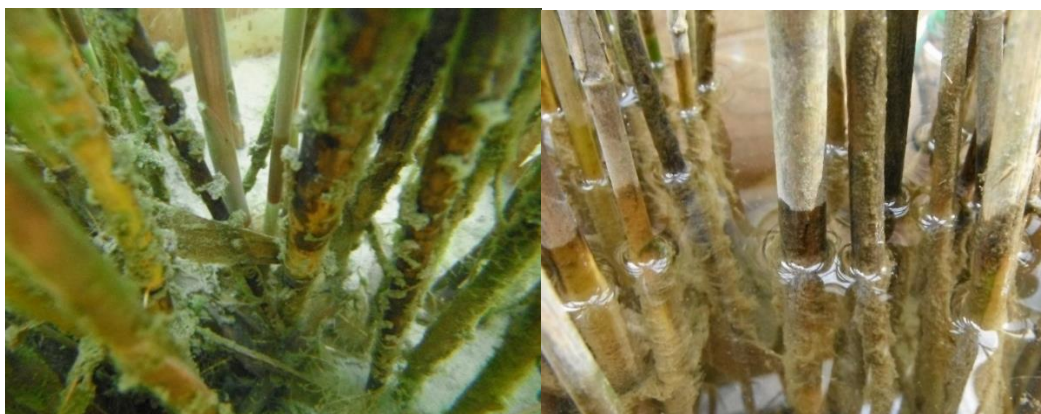


Figura 56 - Fusti di *P. australis* colonizzati da biofilm (foto di E. Soana).

Gli studi sul funzionamento del reticolo secondario forniscono un'importante base di conoscenze che potrebbe avere promettenti ricadute nella gestione e nel controllo dei

carichi di origine diffusa in bacini agricoli irrigati. La parametrizzazione della capacità depurativa di un canale vegetato risulta fondamentale per pianificare e realizzare interventi di riqualificazione volti al ripristino o al potenziamento di tale funzione. Su questa base possono essere prodotte linee guida per sfruttare il ruolo di “filtro” di questi ecosistemi. Sono stati condotti esperimenti di laboratorio su sedimenti vegetati con *P. australis* con la finalità di indagare quali fattori regolino la capacità depurativa e in quali condizioni venga massimizzata. La potenzialità di dissipare i carichi azotati è stata valutata in relazione a driver di regolazione sia biotici (es. presenza di piante acquatiche, biofilm) che abiotici (es. temperatura, disponibilità di nitrato, velocità della corrente). I tassi di denitrificazione sono risultati proporzionali alla disponibilità di nitrato in acqua lungo un ampio gradiente che copre le concentrazioni trovate nelle acque di runoff agricolo e anche oltre, verso concentrazioni tipiche di scarichi di impianti di depurazione. La denitrificazione viene stimolata da una maggiore concentrazione di nitrato in acqua, in quanto la comunità denitrificante può rapidamente adattare il suo livello di attività alla crescente disponibilità di substrato (Soana et al., 2020). I tassi raggiungono una situazione di plateau, verosimilmente in seguito a saturazione dei complessi enzimatici o limitazione da carbonio organico labile, solo a concentrazioni $>20 \text{ mg N l}^{-1}$. Il ruolo chiave dei biofilm quale principale hotspot di denitrificazione nei canali vegetati è stato confermato conducendo esperimenti al di fuori della stagione vegetativa che hanno dimostrato come la capacità auto-depurativa del reticolo venga comunque mantenuta sebbene inibita dalle temperature basse. Anche a temperature di circa 12°C , 1 m^2 di canale in cui sia presente vegetazione emergente senescente ma colonizzata da biofilm rimuove da 2 a 3 volte più azoto di 1 m^2 di sedimento nudo, proprio a causa dell’incremento delle superfici biologicamente attive (Soana et al., 2018b). L’attività denitrificante dei biofilm risponde in modo quasi lineare a concentrazioni crescenti di nitrato in acqua, anche in condizioni di basse temperature quando i carichi di nutrienti transitanti nei corsi d’acqua possono essere elevati per effetto del dilavamento dai campi coltivati.

Altro fattore chiave nella regolazione della dissipazione di azoto, sebbene generalmente omesso dalla parametrizzazione della funzione di denitrificazione, è la velocità dell’acqua. Esperimenti condotti in mesocosmi con *P. australis* in cui sono state stabilite condizioni di flusso differente, coprendo un tipico range di velocità riscontrabile in canali di pianura poco profondi e a basso scorrimento ($0\text{-}6 \text{ cm s}^{-1}$), hanno dimostrato un aumento significativo dei

tassi di denitrificazione lungo il gradiente di velocità (Castaldelli et al., 2018). Negli ambienti lotici a basso idrodinamismo, l'apporto di soluti al sedimento e alle superfici biologicamente attive è dominato dai processi diffusivi che sono generalmente lenti. Un aumento della velocità del flusso riduce lo spessore dello strato diffusivo a contatto con le superfici biologicamente attive incrementando il trasporto del nitrato verso gli strati più profondi dei biofilm, dove le condizioni redox risultano generalmente più favorevoli alla denitrificazione. Maggiori velocità del flusso determinano un rinnovo continuo dell'acqua a contatto con le superfici attive garantendo un costante apporto di nitrato alle comunità denitrificanti e riducendo il rischio che i tassi di consumo siano superiori ai tassi di rifornimento, condizione che di fatto limita la dissipazione. Per le zone umide il tempo di ritenzione è generalmente ritenuto un elemento chiave della capacità di dissipazione, ma è stato parallelamente evidenziato come flussi troppo bassi limitino la capacità del sistema di rimuovere l'azoto. Esiste quindi una finestra di condizioni in cui risulta ottimale l'equilibrio tra apporto di nitrato tramite il flusso della corrente e tempo di ritenzione delle masse d'acqua a contatto con le superfici biologicamente attive, il che si traduce in elevata efficienza di processamento.

In sintesi, le attività sperimentali hanno dimostrato come un canale ideale per l'abbattimento dell'azoto debba avere profondità di 30-40 cm, velocità di flusso di alcuni (3-6) cm s^{-1} , concentrazioni di nitrato nell'intervallo 3-10 mg N L^{-1} e buon contenuto di materia organica biodegradabile (es. $\text{BOD}_5 > 10 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$). Elevati tempi di ritenzione delle masse d'acqua ed elevato rapporto tra superfici microbiologicamente attive e volumi d'acqua, sono infatti due elementi che massimizzano il processamento dell'azoto. Date queste condizioni, in presenza di vegetazione, in un tratto di circa un chilometro di lunghezza, si può arrivare ad un abbattimento fino al 40% del carico di azoto transitante nel periodo primaverile-estivo. Diversamente, in assenza di vegetazione, o quando le componenti biologiche sono particolarmente semplificate, il carico di azoto assume un comportamento pressoché conservativo. Quando le temperature delle acque risultano superiori a 20-25°C e in presenza di vegetazione, il fattore principale di controllo nell'abbattimento del nitrato risulta essere la disponibilità in acqua del nitrato stesso.

Esempi di applicazione della fitodepurazione nei canali come strategia di controllo dei carichi diffusi

Le pratiche di sfalcio della vegetazione acquatica sono diventate molto efficienti dall'inizio degli anni '90 grazie all'introduzione di mezzi meccanici come gli escavatori con benne falcianti. Sul finire degli anni '70, l'aumento repentino dell'uso di fertilizzanti e dell'allevamento intensivo ha portato ad un aumento delle concentrazioni di nitrati tale da determinare una crescita abnorme della vegetazione acquatica, al punto da impedire il transito idraulico nei canali. Parallelamente è aumentato il fabbisogno irriguo dell'agricoltura sempre più industrializzata, pertanto, sono state intensificate le pratiche di sfalcio nei canali della bassa padana che hanno portato, già nella seconda metà degli anni '90, ad un controllo molto efficiente della vegetazione acquatica e in molti casi alla sua pressoché totale rimozione. L'ecosistema dei canali di bonifica ha subito quindi una semplificazione, con perdita di struttura (vegetazione acquatica) e di complessità delle relazioni trofiche a tutti i livelli (invertebrati, anfibi, rettili, pesci e uccelli). Nonostante diverse evidenze sperimentali acquisite di recente suggeriscono il mantenimento di una rilevante capacità di metabolizzazione dei carichi di azoto, la gestione della vegetazione acquatica nei canali è attualmente indirizzata alla rimozione o al contenimento delle specie con maggiore produttività al fine di garantire la funzionalità idraulica. Non viene invece considerata la possibilità di gestire la vegetazione acquatica in modo "gentile", con l'obiettivo di migliorare la qualità chimica delle acque e dei sedimenti. Al fine di rendere predittiva, in termini di effetto depurante, l'applicazione a scala ampia di tecniche di gestione conservativa della vegetazione acquatica è stato costruito un modello di upscale estendendo all'intero reticolo della bassa pianura del Po i dati sperimentali ottenuti in un ampio range di condizioni ambientali (Soana et al., 2019). Le sperimentazioni sulla capacità metabolica dei canali disponibili ad oggi per la Pianura Padana sono stati condotte, con poche eccezioni (Soana et al., 2017), quasi esclusivamente in sistemi appartenenti al bacino del Po di Volano, i quali risultano però rappresentativi della totalità degli ambienti del reticolo minore della bassa pianura del Po, in termini di disponibilità di nutrienti, substrato, regime idraulico, modalità di gestione e, se presente, vegetazione emergente in alveo, generalmente rappresentata da stand di *P. australis* o *Typha* spp. L'area considerata è stata la bassa pianura del Po al di sotto di 50 m s.l.m., circa 9000 km² tra Lombardia, Emilia-Romagna e Veneto (Figura 57). L'agricoltura costituisce l'uso del suolo prevalente,

occupando oltre l'80% dell'area, con mais, frumento e foraggere come colture prevalenti, e il territorio è attraversato da un reticolo di oltre 18000 km di canali.

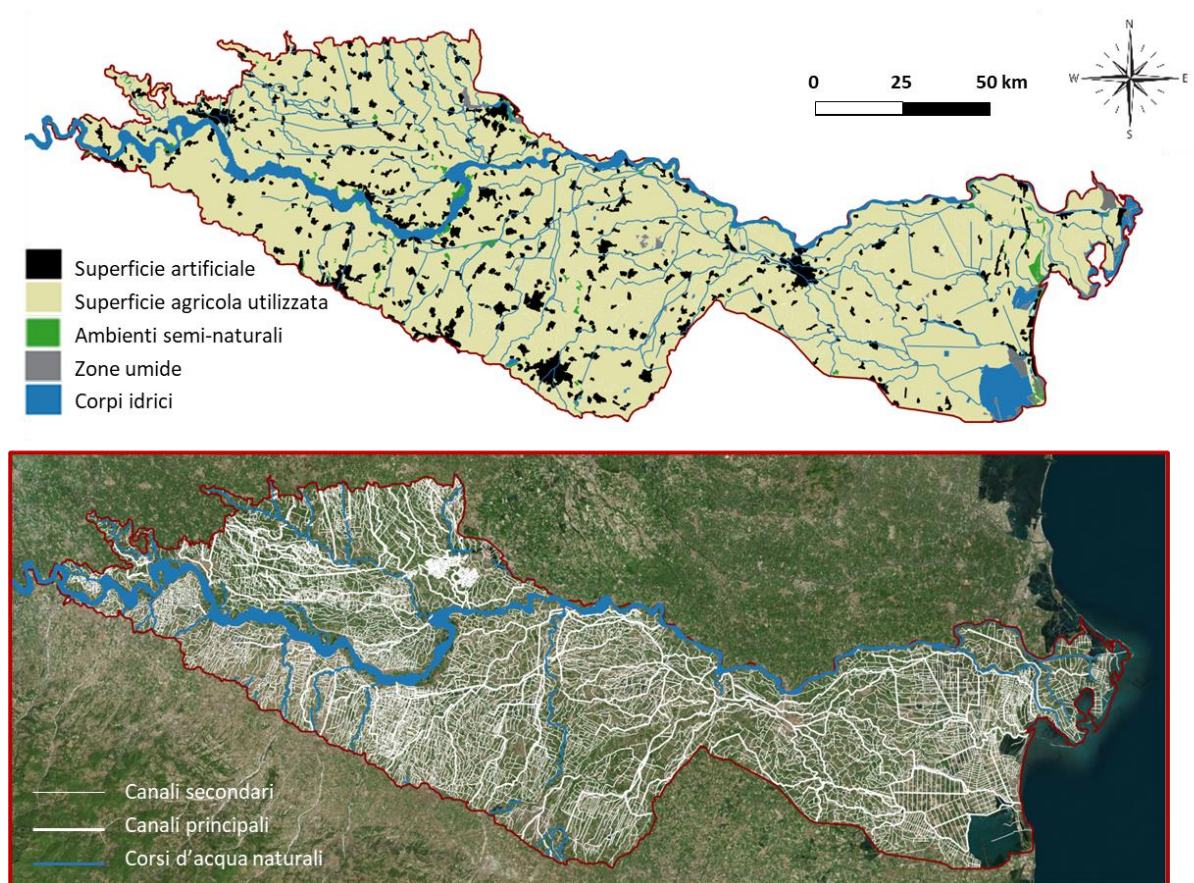


Figura 57 - Mappa dell'uso del suolo e dello sviluppo del reticolo idrografico nella pianura del Po con altitudine inferiore a 50 m s.l.m. (modificato da Soana et al., 2019).

La valutazione si è avvalsa di tassi di rimozione dell'azoto, ottenuti sia sperimentalmente che da modellizzazioni operate su dataset idrochimici, integrati ed estrapolati a scala di intero reticolo tramite approccio GIS in modelli previsionali di upscale. La rete dei canali di pianura della zona indagata presenta caratteristiche chimico-fisiche tipiche degli ecosistemi eutrofici d'acqua dolce con concentrazioni di nitrato mai limitanti, buona disponibilità di sostanza organica e temperature delle acque in media superiori a 20°C nel periodo primaverile-estivo (Figura 58). Queste condizioni risultano quindi potenzialmente favorevoli per l'instaurarsi di processi di denitrificazione in grado di mantenersi per diversi mesi durante il periodo irriguo, quando grandi volumi di acque fluviali vengono derivati e circolano sul territorio.

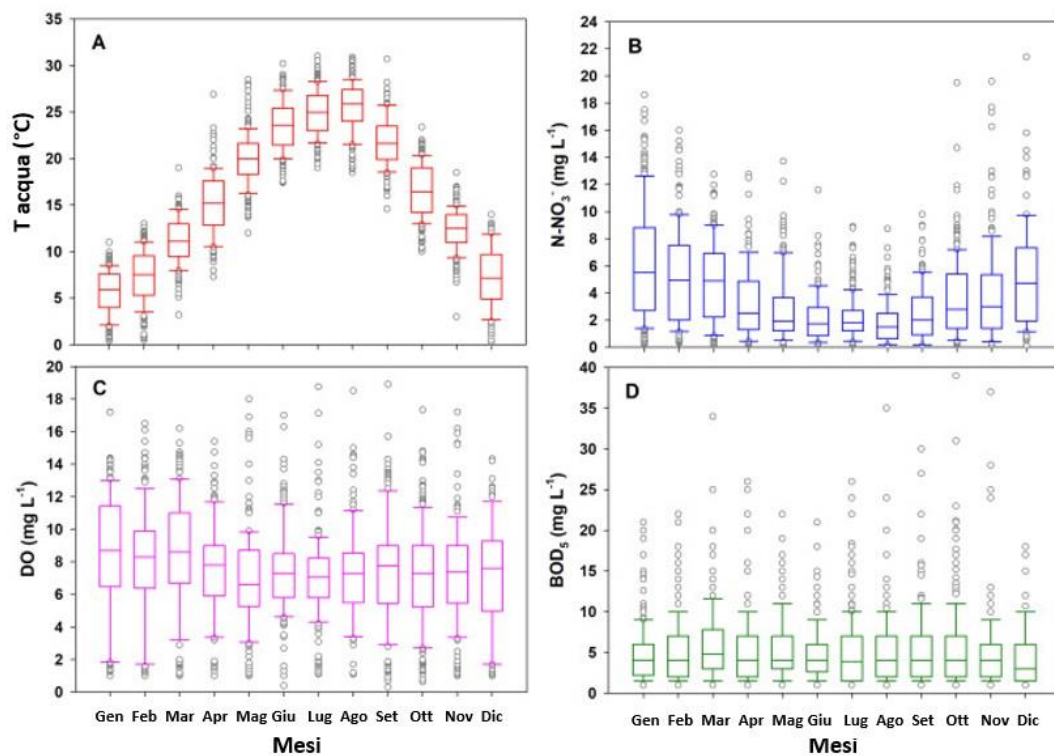


Figura 58 - Caratteristiche chimico-fisiche dei canali della pianura del Po al di sotto di 50 m s.l.m. (70 stazioni ARPA sul reticolo artificiale) (modificato da Soana et al., 2019).

Sono stati ipotizzati un totale di otto scenari che si differenziano per due aspetti: l'estensione del reticolo in cui sia mantenuta la vegetazione e la modalità di gestione della stessa (gestione attuale vs gestione conservativa). Attualmente i consorzi effettuano infatti il taglio della vegetazione in alveo generalmente due volte l'anno, nel mezzo dell'estate per facilitare i deflussi nel periodo di maggior richiesta irrigua e ad ottobre prima del periodo di piogge intense al fine di ridurre il rischio idraulico. In questa condizione l'effetto depurativo della vegetazione si manifesta da aprile a luglio, mentre si estenderebbe fino a settembre nel caso di una gestione più conservativa, con taglio a fine stagione irrigua. Risulta opportuno precisare che per canale vegetato non si intende qui un canale completamente invaso da vegetazione in alveo, ma un canale che abbia un bordo di vegetazione vicino alle sponde. Studi effettuati su canali in bacini irrigui della Danimarca (Madsen, 1995), ma anche recenti sperimentazioni in territorio italiano (Monaci, 2011; Errico et al., 2019) hanno messo in evidenza che dal punto di vista idraulico il mantenimento di un canale di corrente bordato da vegetazione pari ad 1/3 o 2/3 della larghezza dell'alveo non causa innalzamenti significativi dei livelli idrici. In altri termini, con il taglio di un canale di corrente, non necessariamente rettilineo, la diminuzione del livello

idrico che ne consegue si attesta su valori di poco inferiori al massimo ottenibile con il taglio completo. Questo suggerisce la possibilità di tutelare parte della vegetazione acquatica senza compromettere la funzione idraulica chiave che i canali ricoprono.

In Figura 59 sono riportate le rimozioni potenziali di azoto predette per l'intero reticolo sotto i diversi scenari di mantenimento e gestione della vegetazione descritti in precedenza. Lo scenario del 5% rappresenta la condizione attuale, in cui la vegetazione è presente in condizione relitta e frammentata in pochi tratti di canali, isolati, marginali e non critici dal punto di vista idraulico e soggetta a taglio da parte dei consorzi. Il potenziale attuale del reticolo ($5000 \text{ t N anno}^{-1}$) risulta trascurabile se confrontato ad esempio con i carichi di azoto transitanti in Po alla sezione di chiusura bacino, superiori in media di due ordini di grandezza. Lo scenario del 90% rappresenta invece la situazione antecedente agli anni '90 quando è stato introdotto lo sfalcio meccanizzato della vegetazione. In tale situazione la potenzialità della rete (circa $40000 \text{ t N anno}^{-1}$) risulterebbe maggiore di un ordine di grandezza rispetto alla capacità attuale. Programmare il ripristino della vegetazione su un chilometraggio così elevato risulterebbe poco realistico date le finalità e le modalità con cui la rete di bonifica è attualmente gestita, ma gli scenari simulati dimostrano che il mantenimento della vegetazione anche su porzioni ridotte potrebbe contribuire in modo rilevante al miglioramento delle qualità delle acque. Ad esempio, con il mantenimento della vegetazione sul 25% della rete, la potenzialità di dissipazione arriverebbe a tamponare oltre il 30% del surplus di azoto generato nelle terre agricole. La potenzialità della rete in tale condizione eguaglierebbe il carico che annualmente viene sottoposto a depurazione prodotto da una popolazione di quasi cinque milioni di abitanti, quasi un terzo della popolazione residente nell'intero bacino del Po.

Sebbene le reti di canali siano elementi ubiquitari dei bacini idrografici agricoli, le evidenze sperimentali sul loro elevato potenziale di mitigazione dell'inquinamento diffuso da nitrato sono acquisizioni recenti tanto da non essere ancora state adottate nell'ambito di piani e protocolli per contrastare l'eutrofizzazione. Tuttavia, la possibilità di sfruttare la vegetazione acquatica quale componente chiave della capacità tampone nei paesaggi agricoli risulta al momento, uno dei pochi strumenti efficaci e a basso costo per raggiungere gli obiettivi di qualità fissati dalla Direttiva Quadro Acque.

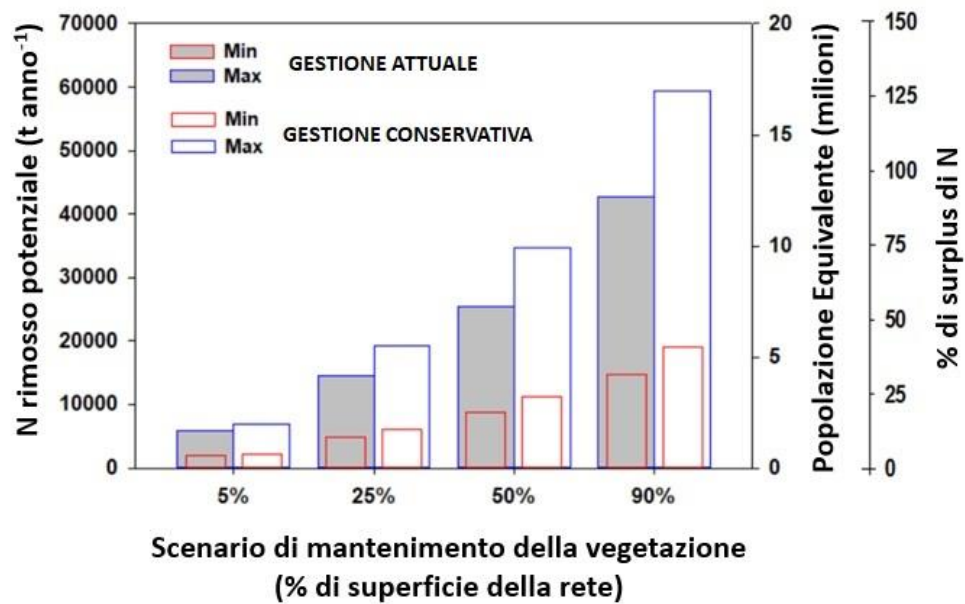


Figura 59 - Potenzialità di rimozione dell'azoto della rete dei canali della bassa pianura del Po sotto diversi scenari di mantenimento della vegetazione (5%, 25%, 50% e 75% dell'estensione del reticolo) e adottando la gestione attuale o pratiche di gestione conservative (modificato da Soana et al., 2019).

Per meglio comprendere come l'implementazione della fitodepurazione nei canali possa avere ripercussioni rilevanti in termini di miglioramento della qualità delle acque, è stato stimato di quale quota andrebbero ridotti, rispetto alla condizione attuale, i carichi di nitrato esportati dal bacino del Po di Volano (Figura 60) durante il periodo irriguo (maggio-settembre) imponendo una concentrazione costantemente inferiore a 1.2 mg N l^{-1} , limite superiore dello stato buono secondo l'indice LIMeco. Questo target di riduzione è stato confrontato con la potenzialità di dissipazione della rete di canali (circa 1300 km) sotto diversi scenari di gestione che si differenziano per una diversa percentuale della rete (5%, 20%, 40%, 60%) dove il taglio della vegetazione viene posticipato al termine della stagione vegetativa (Soana et al., 2021).

I modelli di upscale hanno dimostrato che posticipando lo sfalcio della vegetazione nel 20% della rete, la capacità denitrificante del sistema consentirebbe di raggiungere l'obiettivo di riduzione del carico di nitrati da maggio a settembre (Figura 61; Figura 62). Questo incrementato di capacità di rimozione dell'azoto contribuirebbe a ridurre sostanzialmente il potenziale eutrofizzante delle acque convogliate nelle zone costiere (Soana et al., 2021).

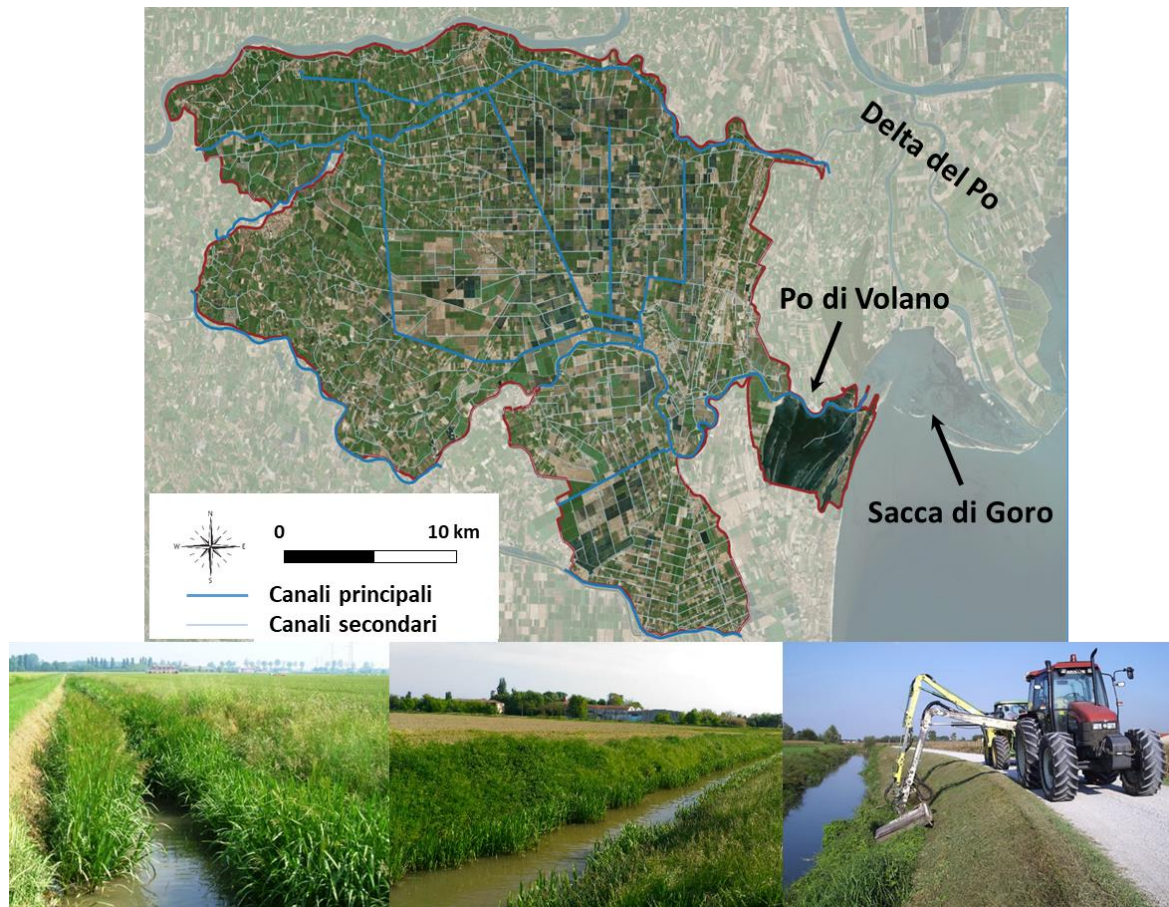


Figura 60 - Mappa del reticolo idrografico nel bacino del Po di Volano e immagini di alcuni canali con vegetazione (foto di E. Soana e F. Vincenzi).

La capacità di rimozione dell'azoto della rete di canali è un servizio ecosistemico di regolazione (i.e. la depurazione delle acque) che può essere valutato economicamente traducendolo in un costo evitato. Il gap rispetto al carico target rappresenta infatti un costo potenziale per la società per sostenere i trattamenti di depurazione delle acque (ad esempio tramite la costruzione e gestione di zone umide) e che va a sommarsi all'attuale costo per la gestione della rete di bonifica (Tamburini et al., 2020). Il mantenimento della vegetazione in meno di un quarto della rete di canali consentirebbe di risparmiare circa 15 milioni € all'anno per ridurre le concentrazioni di nitrato nelle acque superficiali del solo Po di Volano al di sotto della soglia per il buono stato ecologico (Figura 61).

Verificata la potenzialità della fitodepurazione nei canali per l'obiettivo di rimozione del carico di azoto diffuso, occorre pianificarne l'impiego quale *nature-based solution*, tenendo conto dei vincoli a cui i canali sono soggetti. La rete dei canali rappresenta infatti un sistema complesso, soggetto a vincoli importanti in termini di sicurezza idraulica e di uso delle

acque. Per esigenze idrauliche sempre più stringenti, anche a causa dell'estremizzazione degli eventi piovosi a seguito del cambiamento climatico, e per l'attuale assetto delle sezioni dei canali, sussistono dei limiti generalmente difficili da superare.

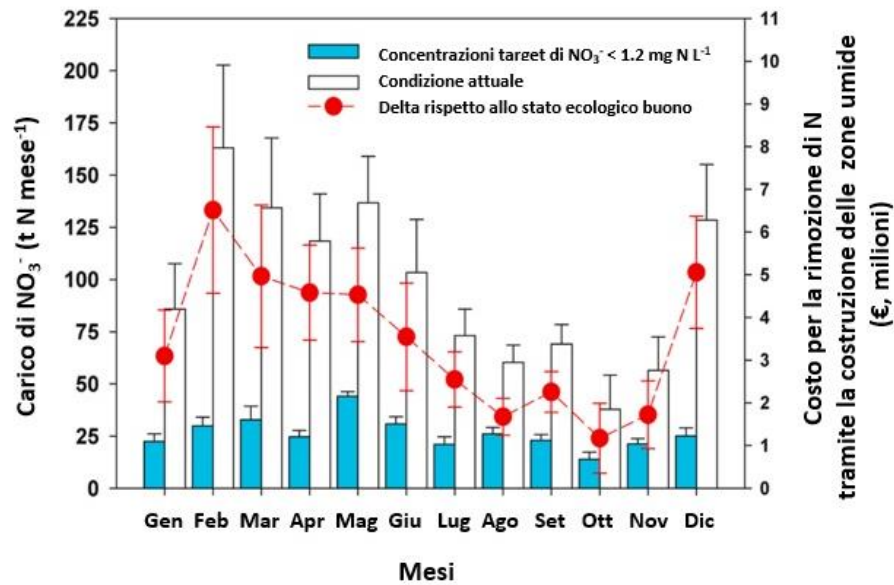


Figura 61 - Carichi di nitrato esportati dalla rete di canali del bacino del Po di Volano (periodo 2000–2019) nella condizione attuale e carichi target. Il delta rappresenta la discrepanza rispetto allo stato buono, cioè la differenza tra il carico attuale esportato dal bacino e il carico teorico calcolato ipotizzando il non superamento della concentrazione soglia di 1.2 mg N l⁻¹ nelle acque in uscita dal bacino. Impiegando l'asse y di destra, gli stessi carichi possono essere letti in termini di costo equivalente che sarebbe necessario sostenere per abatterli mediante la costruzione e la gestione di zone umide artificiali.

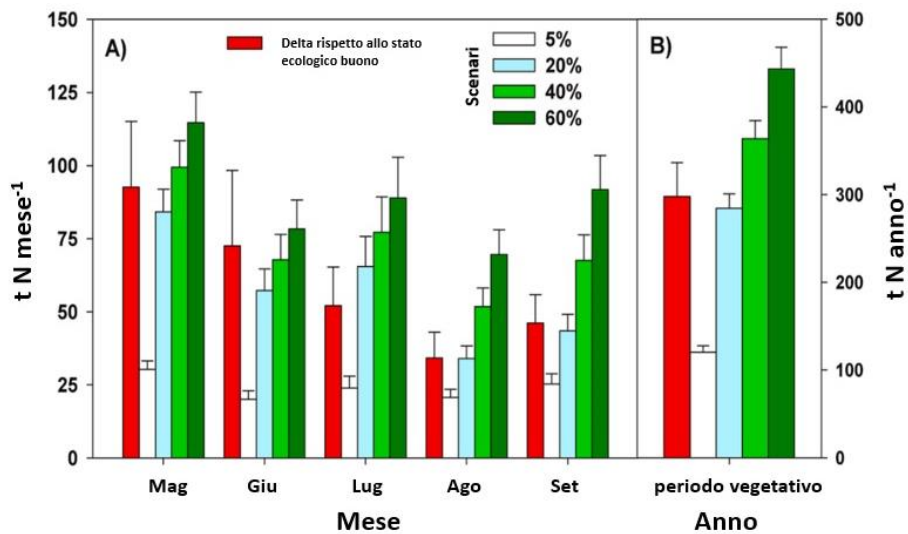


Figura 62 - Potenzialità di rimozione dell'azoto della rete dei canali del bacino del Po di Volano sotto diversi scenari di mantenimento della vegetazione (5%, 20%, 40% e 60% dell'estensione del reticolo). Il delta rappresenta il gap rispetto allo stato buono, cioè la differenza tra il carico di nitrato attuale esportato dal bacino e il carico teorico calcolato ipotizzando di non superare mai la concentrazione soglia di 1.2 mg N l⁻¹ nelle acque in uscita dal bacino (tratto da Soana et al., 2021).

Il trasferimento ad ampia scala di pratiche di gestione conservativa della vegetazione, la cui efficacia in termini di depurazione è stata verificata tramite sperimentazioni e modelli previsionali, richiederebbe due azioni principali da implementare in sequenza:

- 1) individuare tratti di canali che siano idonei per la riqualificazione idraulica-ambientale da attuare con il rimodellamento delle sezioni al fine di mantenere la vegetazione acquatica fino al termine della stagione vegetativa, senza ostacolare la capacità di trasporto dell'acqua;
- 2) concentrare gli interventi operando una scelta mirata verso dove si riscontrano le condizioni (in termini chimico-fisici e idraulici) che massimizzano l'abbattimento di azoto.

Sintetizzando:

- ✓ la presenza di vegetazione acquatica è in grado di regolare a scala di intero reticolo la dissipazione di azoto per effetto dell'azione congiunta con le comunità batteriche;
- ✓ il reticolo secondario, peculiarità dei territori di pianura banalizzati paesaggisticamente e altamente modificati dal punto di vista idraulico, viene ad assumere una connotazione positiva quale "regolatore metabolico" e fornitore di servizi ecosistemici, e non solo il ruolo storico di mantenimento dell'equilibrio idrico di un territorio;
- ✓ anche in un hotspot di eutrofizzazione quale il bacino del Po, esistono margini d'azione per controllare i carichi diffusi di azoto tramite la potenziale funzione denitrificante dei canali vegetati, grazie ad interventi distribuiti sul territorio e localizzati nelle stesse zone di generazione;
- ✓ la gestione conservativa della vegetazione nel reticolo secondario potrebbe rappresentare una valida strategia per contribuire al raggiungimento degli obiettivi di qualità delle acque ad oggi ancora mancati.

In conclusione, una gestione multi-obiettivo dei canali, che sia in grado di coniugare le esigenze di sicurezza idraulica e l'espressione delle funzioni ecologiche, potrebbe avere ripercussioni importanti sulla qualità delle acque, garantendo un contributo significativo al controllo dei carichi azotati e in generale alla fornitura di servizi ecosistemici (es. mantenimento della biodiversità e della connessione ecologica del territorio). Tematiche

interessanti su cui proseguire le ricerche sono la valutazione dei costi energetici ed economici della fitodepurazione rispetto alla depurazione convenzionale e l'individuazione delle possibili modalità di pagamento del servizio ecosistemico (PES) di fitodepurazione agli enti gestori del reticolo.

Quantificazione su base modellistica dei carichi esportati dal bacino del Fissero-Tartaro-Canalbianco e scenari di mitigazione

Per il bacino del Fissero-Tartaro-Canalbianco, l'assenza di una sezione di misura della portata nei pressi della confluenza in Adriatico preclude la quantificazione dei carichi esportati e, sulla base delle misure disponibili, è solamente possibile il calcolo di un carico "parziale" e non rappresentativo della sezione di chiusura bacino. Considerando i dataset di portate giornaliere misurate alla sezione di Canda (conca di navigazione), messi a disposizione da Infrastrutture Venete per il triennio 2019-2021 e la qualità chimica della stazione ARPA-Veneto più vicina (stazione codice 200, comune di Giacciano con Baruchella), è stato ottenuto un carico medio annuale di azoto totale che si attesta su 3200 t N anno⁻¹ (triennio 2019-2021), di cui il nitrato è la forma dominante, rappresentando in media il 90% (Figura 63).

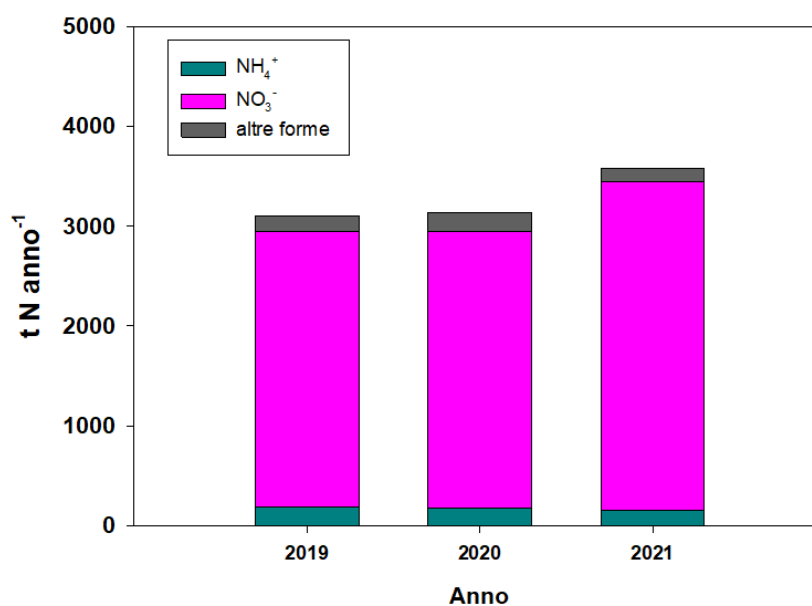


Figura 63 – Carichi di azoto del Fissero-Tartaro-Canalbianco transitanti alla sezione di Canda (Rovigo).

Per ovviare alla mancanza di misure di portata alla sezione di chiusura di bacino, è stato adottato un approccio modellistico di stima dei deflussi tramite applicazione del modello SWAT (Figura 64), che è stato calibrato e validato per il bacino indagato e i cui output sono stati integrati con i dataset disponibili di qualità delle acque, al fine di quantificare l'export di nutrienti verso il mare Adriatico (per la descrizione della metodica si rimanda all'Allegato A).

Il confronto tra i carichi di azoto e fosforo veicolati dal bacino del Po e dai bacini che sfociano direttamente in Adriatico, tra cui anche il Fissero-Tartaro-Canalbianco, è riportato nel capitolo "Formazione E Trasporto Dei Carichi In Sezioni Fluviali Critiche". Si riporta qui un approfondimento riguardo i carichi di azoto e la loro contestualizzazione, nell'ambito di scenari di abbattimento tramite l'impiego di pratiche di gestione conservativa della vegetazione nei canali. Per la sezione di chiusura di bacino è stato ottenuto un carico medio annuale di azoto totale di circa 5000 t N per l'ultimo decennio, con una variabilità inter-annuale elevata legata alle differenti condizioni idrologiche. Il nitrato rappresenta oltre 85% dell'azoto totale, mentre l'ammonio meno del 5% (Figura 65). I carichi calcolati a Canda rappresentano mediamente il 65% di quelli transitanti a chiusura bacino. La stagione irrigua (mesi da maggio a settembre) rende conto dell'export di circa il 30% del carico annuale.

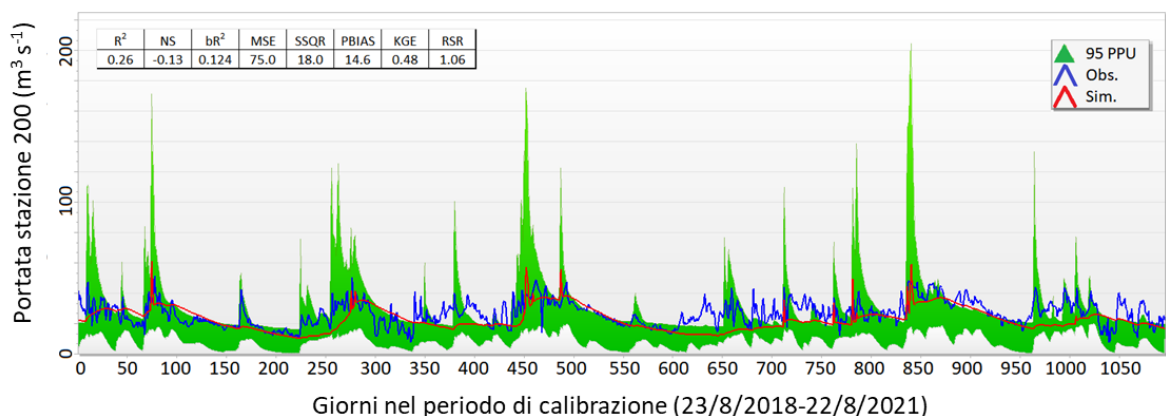


Figura 64 – Risultati finali della procedura di calibrazione della portata per la stazione 200. L'area verde 95PPU corrisponde all'incertezza di previsione del 95% basata su 2000 simulazioni.

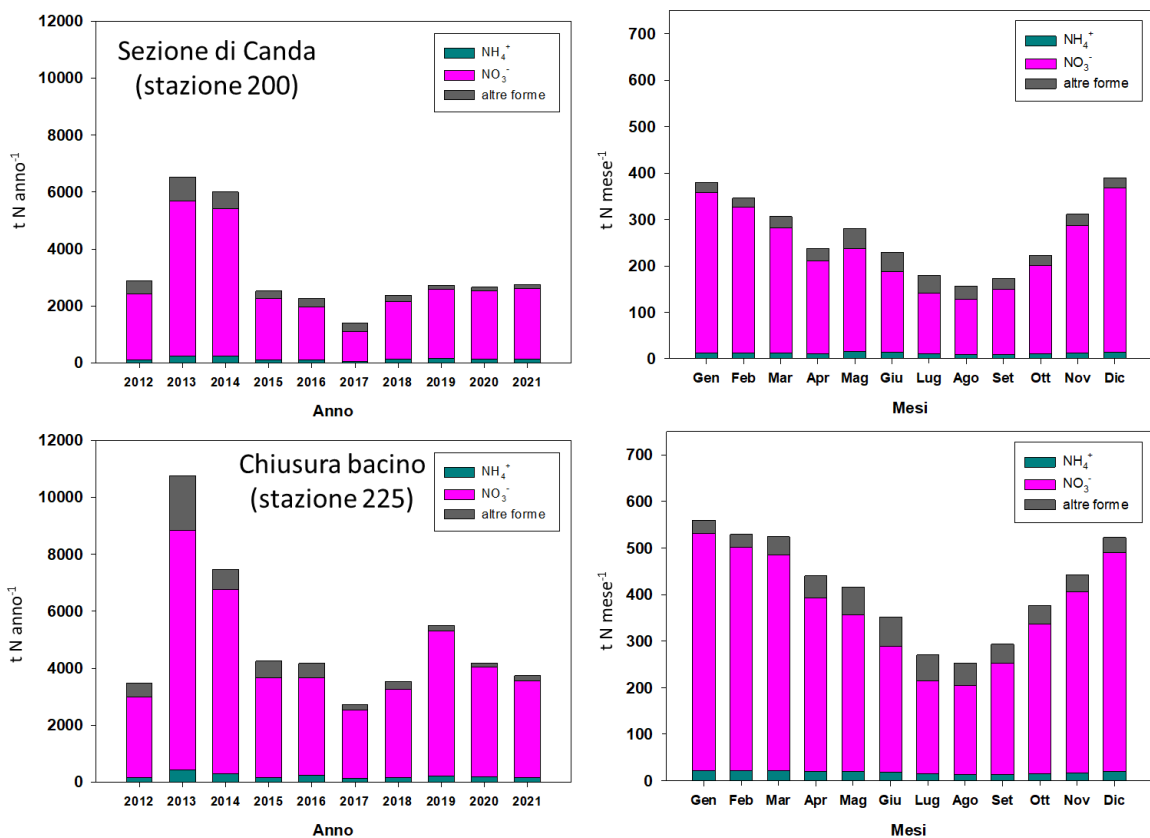


Figura 65 – Carichi di azoto annuali e loro ripartizione mensile transitanti nel Fissero-Tartaro-Canalbiano.

Il Fissero-Tartaro-Canalbiano si attesta come il secondo contributo in termini di importanza, dopo il fiume Po, al carico di nitrato esportato in Adriatico dal distretto del Po. In modo analogo a quanto descritto nel precedente capitolo riguardo il Po di Volano, è stato costruito un modello di upscale a scala di intero reticolo del Fissero-Tartaro-Canalbiano con l'obiettivo di rendere predittiva, in termini di effetto depurante, l'applicazione della fitodepurazione nei canali. Sono stati ipotizzati diversi scenari che si differenziano per l'estensione del reticolo dove viene mantenuta la vegetazione acquatica e il cui taglio viene posticipato a fine stagione irrigua. La potenzialità di dissipazione della rete di canali (oltre 4000 km) sotto diversi scenari di gestione è stata confrontata con il carico esportato dal bacino nei mesi primaverili-estivi. I modelli di upscale hanno dimostrato che posticipando lo sfalcio della vegetazione in percentuali di estensione della rete che vanno dal 20 al 30%, la capacità denitrificante del sistema risulterebbe in grado di abbattere buona parte del carico di nitrato transitante a chiusura bacino da maggio a settembre (Figura 66). Questo incremento di capacità metabolica del sistema contribuirebbe a ridurre sostanzialmente il

potenziale eutrofizzante delle acque convogliate nelle zone costiere, esattamente nei momenti più critici.

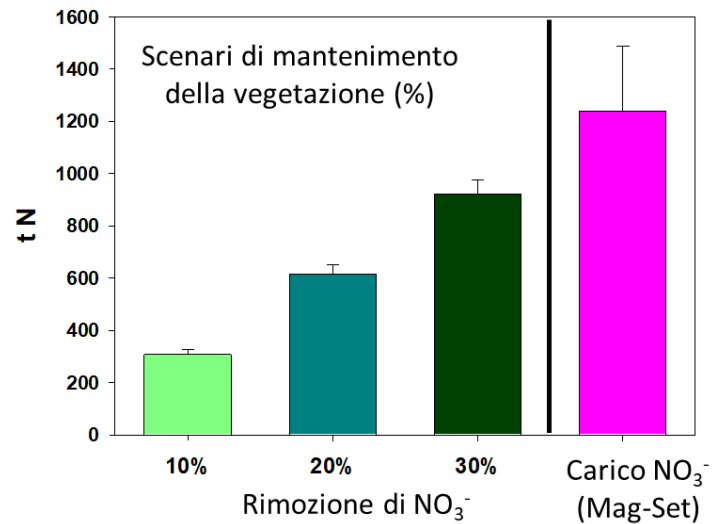


Figura 66 – Carichi di nitrato potenzialmente rimossi dal reticolo del Fissero-Tartaro-Canalbianco sotto diversi scenari di mantenimento della vegetazione e confronto con i carichi esportati durante il periodo irriguo.

ANALISI DELLA RELAZIONE TRA PRESSIONI ANTROPICHE E STATO DI QUALITÀ BIOLOGICA DEI CORPI IDRICI

In questo capitolo, che risponde agli obiettivi specifici 1, 3 e 5, sono presentati i risultati ottenuti dalle elaborazioni relative ai dati di qualità delle acque e agli elementi di qualità biologica (EQB) campionati dalle Agenzie Regionali nel distretto del fiume Po. Dopo la presentazione dell'analisi esplorativa dei dati inerenti alla qualità delle acque, per comodità di lettura abbiamo suddiviso la trattazione dei risultati in due sezioni, la prima relativa all'EQB diatomee e la seconda all'EQB macroinvertebrati.

Analisi esplorativa dei dati di qualità delle acque

I dati di qualità chimico-fisica delle acque sono stati analizzati tramite analisi esplorativa per evidenziarne la distribuzione e confrontarla con le classi di qualità previste dalla normativa italiana. Nel corso di questa analisi sono emersi alcuni dati anomali riguardanti più parametri; si è quindi provveduto all'esclusione di 71 osservazioni in base ai seguenti criteri:

- Ossigeno disciolto: esclusione dei valori superiori al 200% di saturazione perché poco rappresentativi di ambienti di acque correnti;
- Conducibilità: esclusione dei valori superiori a $2500 \mu\text{S cm}^{-1}$ perché poco rappresentativi di ambienti di acque dolci;
- Nutrienti, solfati, cloruri: esclusione dei valori superiori alle concentrazioni limite previste per gli scarichi perché considerati troppo elevati.

Eliminando questi *records*, il *dataset* finale è risultato costituito da 4086 osservazioni contenenti sia il dato biologico sia il dato chimico. Nei grafici di Figura 67 è riportata la distribuzione delle concentrazioni di fosforo totale, fosforo reattivo solubile, azoto nitrico e conducibilità elettrica, separati per macrotipo fluviale (non è presente il macrotipo M3 in quanto, con l'eliminazione dei *records* con dati anomali, è stata esclusa l'unica osservazione presente nel *dataset* iniziale per questo macrotipo). I dati di concentrazione del fosforo sono caratterizzati da un'elevata frequenza di valori bassi, corrispondenti alla I classe LIMeco, in particolare nei macrotipi alpini e nei fiumi mediterranei piccoli e molto piccoli (M1). Nel macrotipo centrale e in M2 (mediterranei medi e grandi), è presente un numero consistente di valori nella II classe. In tutti i macrotipi sono comunque rappresentate tutte

le classi. La concentrazione dell'azoto nitrico ha valori bassi (corrispondenti alla I classe LIMeco) nel macrotipo alpino siliceo (A2) e in M1 e M4 (mediterranei di montagna) e uno spostamento verso la II e III classe nell'alpino calcareo (A1), nel centrale (C) e nei mediterranei temporanei (M5). La conducibilità elettrica (parametro non compreso nella classificazione LIMeco) è caratterizzata da una maggiore variabilità sia entro i macrotipi sia tra di essi. Come atteso, i valori più bassi sono nel macrotipo A2, caratterizzato da substrato siliceo, mentre i fiumi alpini calcarei hanno valori abbastanza sovrapponibili a quelli dei fiumi più impattati, appartenenti ai macrotipi centrale e i mediterranei. Tra questi ultimi, quelli temporanei presentano valori decisamente spostati verso l'alto, con un'elevata frequenza di osservazioni comprese tra 500 e 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

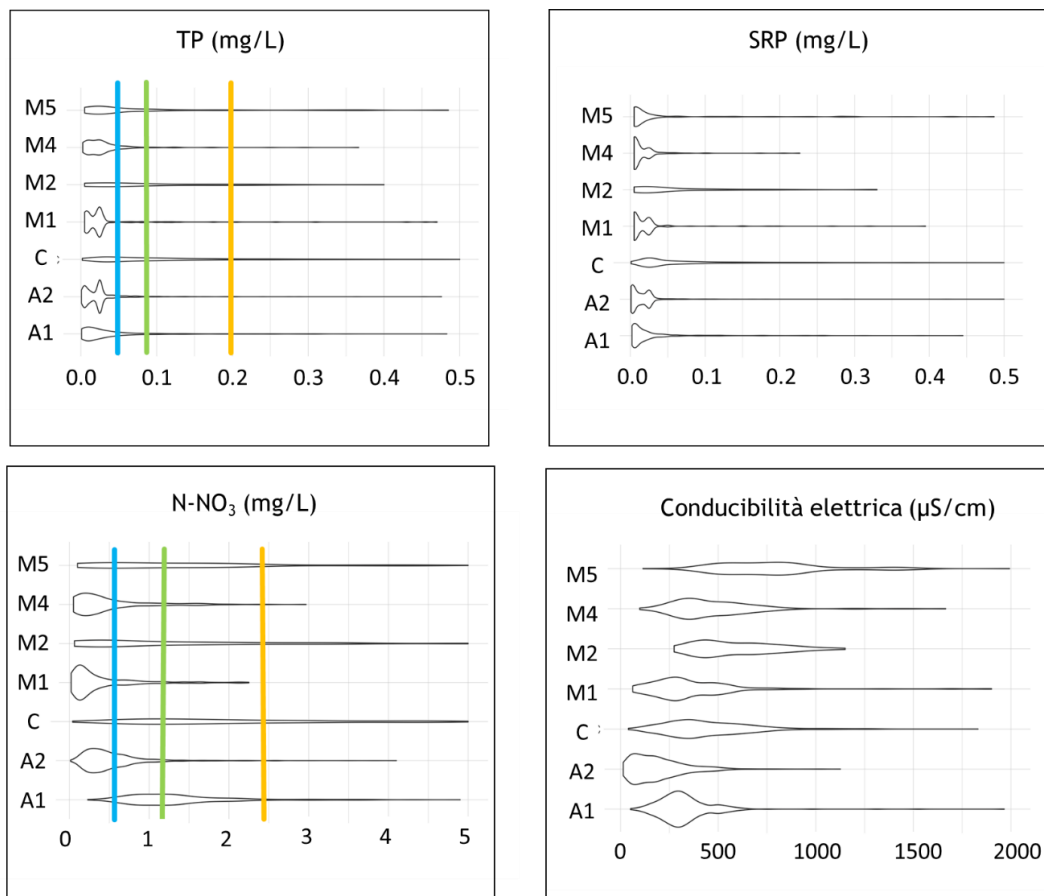


Figura 67 – Distribuzione per i diversi macrotipi dei valori di fosforo totale (TP), fosforo reattivo solubile (SRP), nitrati (N-NO₃) e conducibilità elettrica. L'ampiezza dei poligoni è indicativa della frequenza di un certo valore. Per i parametri utilizzati nel LIMeco (TP e N-NO₃) è indicato il valore soglia tra la I e la II classe (linea blu), II e III (linea verde), III e IV (linea gialla).

Complessivamente, esistono poche correlazioni significative tra i parametri chimici: sicuramente significativa è quella tra la conducibilità e i cloruri /solfati; tra l'azoto totale e i nitrati. Per quanto riguarda i nutrienti, ci sono alcune correlazioni tra le diverse forme di azoto e fosforo (Figura 68).

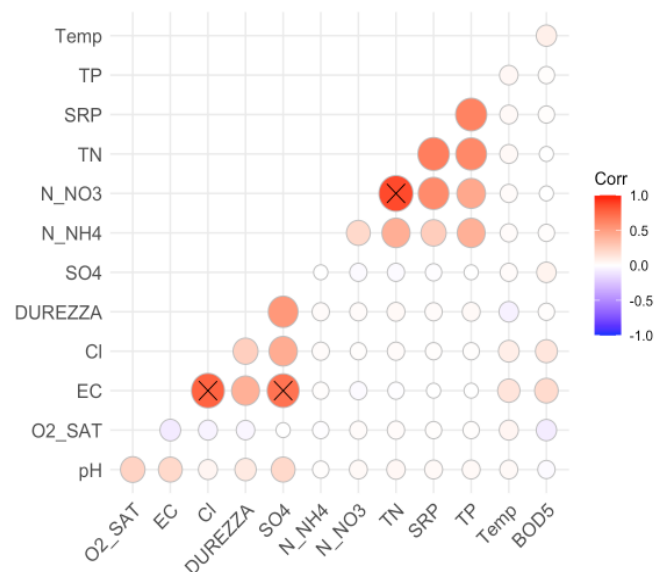


Figura 68 – Correlazione di Pearson tra le variabili relative alla qualità delle acque con riferimento ai dati provenienti dall'intero distretto del Po. I cerchi rossi con una X identificano le correlazioni significative. (O2_SAT = percentuale di saturazione dell'ossigeno; EC = conducibilità specifica; Cl = cloruri; Durezza = durezza; SO4 = solfati; N_NH4 = azoto ammoniacale; N_NO3 = azoto nitrico; TN = azoto totale; SRP = fosforo reattivo solubile; TP = fosforo totale; Temp = temperatura; BOD5 = domanda biologica di ossigeno a 5 giorni).

Analisi delle relazioni tra fattori di pressione ed elementi di qualità biologica relativi alla comunità diatomea

Analisi esplorativa dei dati dell'indice diatomeo ICMi;

Lo studio dell'associazione tra diatomee e nutrienti si è focalizzato in primo luogo sull'indice diatomeo (ICMi) adottato in Italia per la classificazione ecologica delle acque (Mancini & Sollazzo, 2009). Il calcolo dell'ICMi è stato effettuato sulla base dei valori degli indici diatomei IPS (*Indice de Polluosensibilité Spécifique*; Cemagref, 1982) e TI (*Trophic Index*; Rott *et al.*, 1999), ricavati dalla versione di OMNIDIA 6.1.5, mentre per il calcolo dei rispettivi Rapporti di Qualità Ecologica (RQE) ci si è basati sui valori di riferimento previsti dalla normativa (Mancini & Sollazzo, 2009) e successivi aggiornamenti per i macrotipi A1 e C ("Proposta di aggiornamento dei valori di riferimento per il calcolo dell'indice

multimetrico di intercalibrazione (ICMi) per la classificazione dello stato delle diatomee fluviali”; www.sintai.it). In via preliminare, è stata esaminata la distribuzione dei dati confrontandola con il valore di riferimento stabilito dalla normativa per ciascun macrotipo (Mancini & Sollazzo 2009; e successivo aggiornamento “DECISIONE (UE) 2018/229 del 12 febbraio 2018”). Il risultato è visualizzato nei *boxplot* della Figura 69.

Si può osservare che nei macrotipi alpini A1 e A2 e in quelli mediterranei M (in cui sono aggregati i macrotipi M1-M4) il valore soglia tra lo stato buono e quelli inferiori si situa sotto il 25° percentile dell’insieme dei dati, delineando una situazione di impatto lieve o assente per l’indicatore diatomee. Ciò è prevedibile per i macrotipi alpini, ma meno per quelli mediterranei, per i quali i valori di riferimento per il calcolo degli RQE non sono stati ancora aggiornati e appaiono poco conservativi, portando in molti casi ad una sovrastima dello stato ecologico. Ciò è confermato dal numero non trascurabile di dati ben superiori a 1 (che corrisponde a una qualità superiore ai siti di riferimento), in alcuni casi anche a 1.5. Nel macrotipo Centrale lo stato buono si situa sopra il 75° percentile, il che significa che la maggior parte dei campioni di questo macrotipo non raggiunge l’obiettivo di qualità fissato dalla Direttiva Acque.

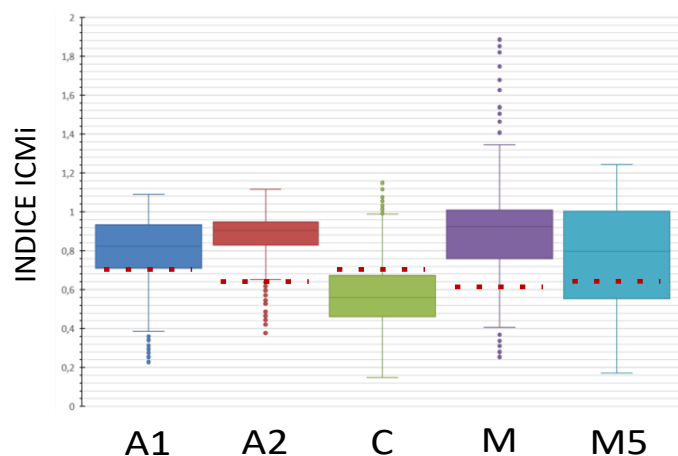


Figura 69 – Distribuzione dei valori di ICMi nei macrotipi e confronto con il valore soglia per lo stato ecologico buono indicato dai segmenti tratteggiati in rosso. M aggrega i macrotipi M1-M4. In questo e nei *boxplot* delle figure seguenti, i punti rappresentano i dati sopra il valore di $1.5 \cdot \text{IQR}$ (intervallo interquartile).

Analisi di regressione tra indici relativi all'EQB diatomee e concentrazione di nutrienti

Prima di procedere con l'analisi di regressione, è stata effettuata un'analisi esplorativa dei dati, andando ad identificare, in particolare, la presenza di possibili *outlier*. A questo scopo, sono stati utilizzati i *boxplot*, che in R identificano come outlier quelle osservazioni il cui valore supera di più di 1.5 volte l'intervallo interquartile (Figura 70) e i grafici a dispersione, che danno informazioni sulla presenza di eventuali outlier mostrando la relazione delle variabili di interesse nel continuo e in relazione all'indice considerato (Figura 71).

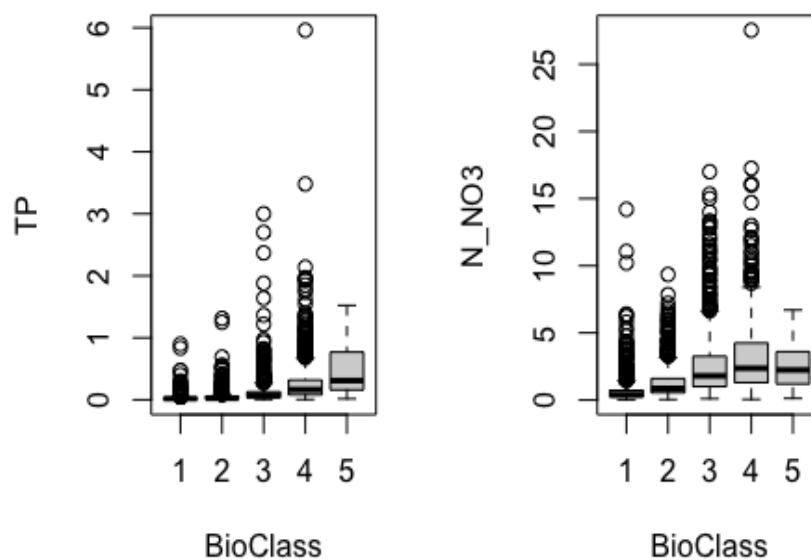


Figura 70 – Distribuzione dei dati per le due metriche chimiche considerate rispetto alle 5 classi biologiche. BioClass= classe di qualità dell'indice ICMi, TP = fosforo totale (mg P l^{-1}), N_NO3 = azoto nitrico (mg N l^{-1}). I punti identificati all'esterno dei baffi del boxplot sono, dal punto di vista statistico, potenziali outlier. La loro classificazione come tali, tuttavia, non implica la necessità di eliminazione del dato dal dataset. Al contrario, considerando il contesto di studio, i boxplot sono stati utilizzati soprattutto per verificare la presenza di dati in tutte le cinque classi, mentre per l'identificazione degli outlier si è fatto riferimento ai successivi grafici a dispersione.

I *boxplot* indicano che i dati disponibili coprono almeno 4 delle 5 classi dell'indice ICMi. Sulla base dei grafici a dispersione, vengono invece eliminati alcuni dati fortemente anomali caratterizzati da valori dell'indice ICMi particolarmente elevati (> 1.5). Infatti, nonostante i criteri per l'applicazione della metodologia indichino di non escludere dal *database* i dati biologici con $\text{EQR} > 1$, i problemi intrinseci al calcolo dell'ICMi per alcune tipologie fluviali (valori di riferimento inadeguati), hanno spinto ad escludere tali dati che

potrebbero influenzare l'*output* delle analisi. Questi dati restano dunque inclusi nel *dataset* per le successive analisi sulla composizione delle comunità, rimanendo invece esclusi nelle analisi di regressione tra ICMi e nutrienti.

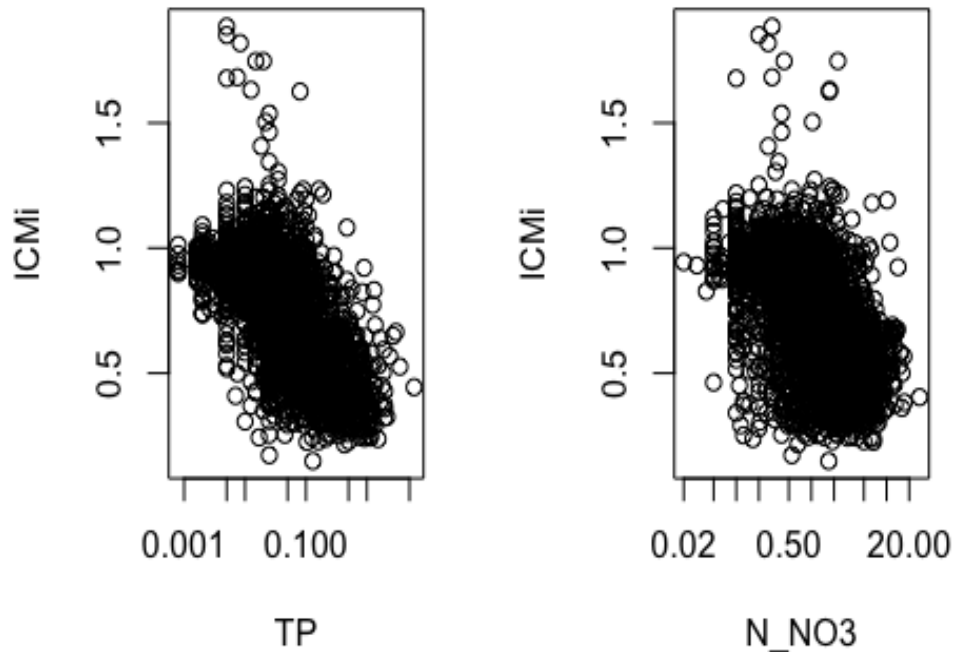


Figura 71 – Grafici di dispersione delle due metriche chimiche considerate rispetto al valore dell'ICM. TP = fosforo totale (mg P l^{-1}), N_NO3 = azoto nitrico (mg N l^{-1}).

Modello di regressione per il fosforo totale

Quando si utilizza l'analisi di regressione per l'individuazione delle soglie, è necessario identificare le regioni lineari dei dati. L'approccio usato nel *tool kit* è di esaminare uno *scatter plot* dei dati e di fittare un modello GAM per verificare la forma della relazione. Se questa analisi visiva indica che la relazione non è lineare, si procede con un'analisi di regressione segmentata, per identificare la zona in cui avvengono i cambiamenti significativi nella pendenza della relazione. La Figura 72 riporta quanto ottenuto per il fosforo totale.

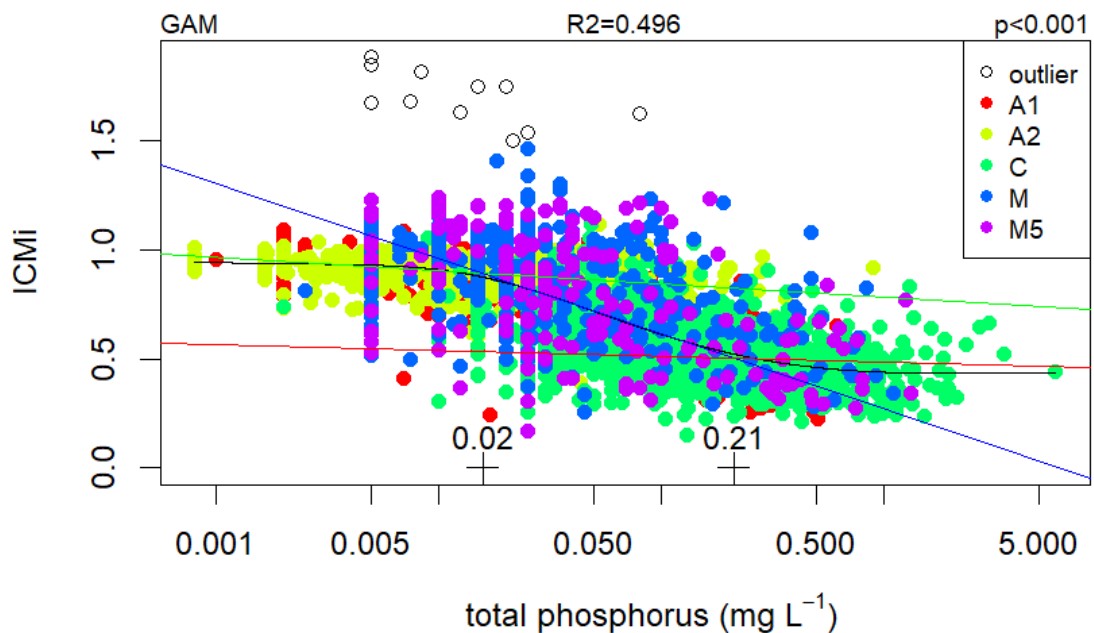


Figura 72 – Scatterplot TP-ICMi e modello GAM segmentato.

Le linee blu, verde e rossa indicano le relazioni lineari risultanti dalla regressione segmentata, ed esse coincidono bene con le porzioni lineari del GAM: le linee verde, blu e rossa si sovrappongono bene alle porzioni del GAM (linea sigmoide nera), che vanno rispettivamente dal valore minimo del fosforo sino a 0.02 (linea verde), da 0.02 a 0.21 (linea blu), e da 0.21 al valore massimo del fosforo. I due punti di segmentazione individuati (0.02 e 0.21) permettono di mantenere un numero sufficiente di dati al di sopra e al di sotto della soglia tra le classi 2 e 3 (buona e moderata) e quindi soddisfano i requisiti per prevedere il valore del fosforo in corrispondenza della soglia. I dati presentano inoltre valori di concentrazione del nutriente realistici dal punto di vista ecologico (i.e., in un *range* di valori plausibili sulla base delle conoscenze attuali). È importante evidenziare che la selezione della porzione lineare dei dati ha un'influenza significativa sulla pendenza dei modelli lineari e quindi sulla previsione dei valori soglia e che resta comunque in parte una decisione soggettiva, per quanto guidata dal GAM e dall'analisi di regressione segmentata. Per condurre l'analisi di regressione si confrontano innanzitutto tra loro tre differenti modelli per individuare quello appropriato. I tre modelli testati con i rispettivi valori AIC trovati, sono:

- il modello che raggruppa tutti i dati, senza distinzione tra macrotipi (AIC = -2772);
- il modello che considera tutti i dati ma fitta diverse rette per i diversi macrotipi, con diverse intercette, ma tutte caratterizzate dalla stessa pendenza (AIC = -3074);
- il modello che considera tutti i dati, fittando rette diverse per i diversi macrotipi sia in termini di intercetta, sia in termini di pendenza (AIC= -3067).

Il valore di AIC consente di confrontare tra loro i diversi modelli, tenendo conto della verosimiglianza del modello (probabilità che i dati si adattino bene ai parametri stimati) e anche del numero di parametri considerato (es. il modello che considera rette con diverse pendenze e intercette stima più parametri dei precedenti, perché la retta di ciascun macrotipo richiede due parametri). I modelli migliori sono quelli caratterizzati da valore di AIC minore (massima verosimiglianza a fronte di un numero minore di parametri). In questo caso, il modello selezionato è quello che considera tutti i dati ma fitta diverse rette per i diversi macrotipi, con diverse intercette, ma tutte caratterizzate dalla stessa pendenza. Per individuare quindi i valori di nutrienti corrispondenti alla soglia tra la classe “buono” e “non buono” (in ottemperanza agli obiettivi fissati dalla Direttiva Acque), è possibile fittare diversi modelli di regressione, considerando come variabile dipendente il valore di ICMi piuttosto che quello dei nutrienti. Dal punto di vista ecologico appare opportuno **considerare i risultati del modello TP v ICMi**, rappresentato nella Figura 73. La bontà del modello è valutata anche in questo caso tramite l' R^2 : l' R^2 marginale ($R^2=0.236$) considera soltanto la varianza degli effetti fissi del modello, mentre quello condizionale ($R^2=0.622$) tiene conto sia della parte fissa sia della parte random. Si ritiene soddisfacente un modello di regressione con un R^2 pari o superiore a 0.36 (valore soglia per identificare le relazioni deboli, come riportato nel documento tecnico delle *Best practice*, con riferimento a Jolicoeur, 1990 citato in Smith, 2009).

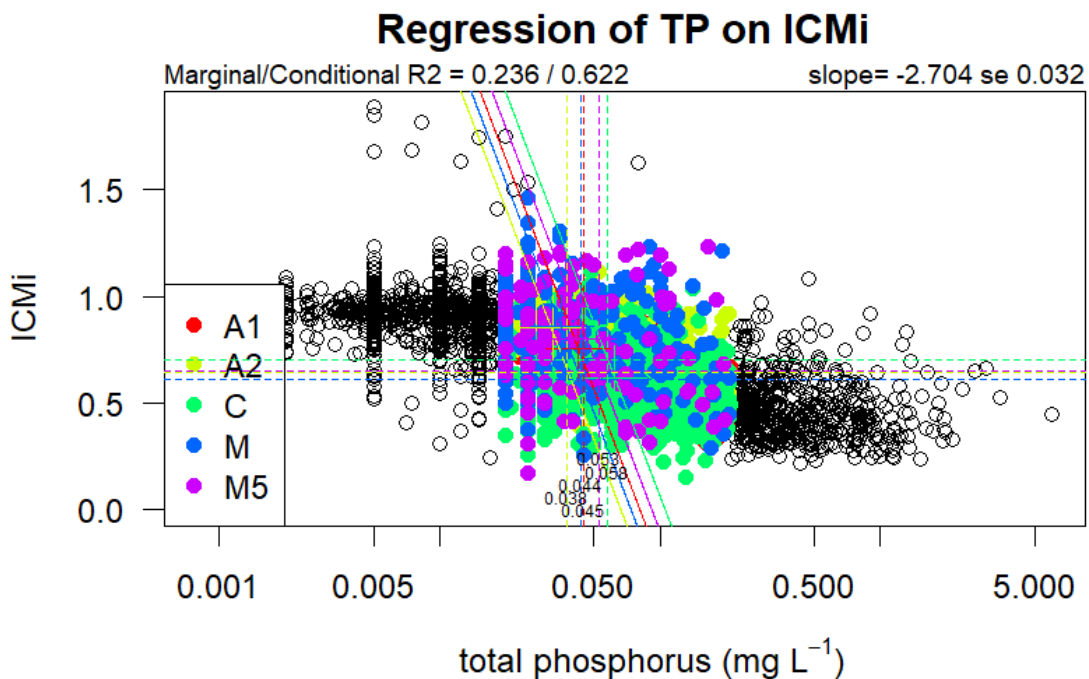


Figura 73 – Modello di regressione di TP rispetto a ICMi. La regione colorata identifica i dati per i quali la relazione è lineare. Le linee continue di diverso colore identificano le rette di regressione per i diversi macrotipi (vedi legenda). Sempre con riferimento ai diversi macrotipi, le linee tratteggiate orizzontali indicano i valori usati per discriminare tra stato sufficiente e buono, mentre quelle verticali indicano il corrispondente valore soglia del fosforo totale (le linee verticali passano per l'intersezione tra le rette tratteggiate orizzontali e le rette di regressione, sono quindi la proiezione del valore soglia sull'asse x).

La Tabella 5 riporta le soglie di concentrazione del fosforo totale stimate per discriminare tra lo stato sufficiente e lo stato buono e gli intervalli di confidenza per ciascun macrotipo. Per confronto, riporta inoltre le soglie calcolate in altri Paesi europei che discriminano tra lo stato sufficiente e quello buono.

Le soglie stimate e i loro *range* sono sostanzialmente in linea con quelli riscontrati in altri Paesi europei. Ci sono alcune differenze tra macrotipi: l'A2 in particolare ha un *range* più ristretto e tendente a valori bassi. In sintesi, questa analisi evidenzia che il limite di concentrazione attualmente utilizzato e pari a 0.100 mg l⁻¹ per discriminare tra lo stato sufficiente e quello buono non sembra supportare adeguatamente lo stato ecologico "buono" per l'EQB diatomee e potrebbe spiegare la non concordanza che si verifica in molti casi tra questi due indicatori (Bona et al., 2021).

Tabella 5 – Soglia del TP e intervallo di confidenza stimati dal modello per ciascun macrotipo. Sono riportati per confronto la soglia II/III classe del LIMeco e alcuni valori di letteratura.

Soglia LIMeco attuale tra le classi sufficiente e buono: 0.100 (mg P l ⁻¹)*			
* valore uguale per tutte le tipologie fluviali			
MACROTIPO	N	SOGLIA TP (mg l ⁻¹) – buono – sufficiente - ricavata sulla base del modello	intervallo di confidenza
A1	218	0.045	0.028-0.065
A2	653	0.038	0.029-0.045
C	1218	0.058	0.033-0.098
M (M1-M4)	362	0.044	0.030-0.061
M5	110	0.053	0.031-0.074

In Europa	TP mg l ⁻¹	
Mid altitude siliceous very small	0.034-0.086 ^a	
Low alkalinity upland rivers	0.0511	
Very large rivers	0.040-0.056 ^a	
Low alkalinity upland rivers	0.021-0.042 ^b	
Low alkalinity mid altitude	0.032-0.090 ^b	*
^a Phillips et al., 2018		
^b Poikane et al., 2021		

Applicazione del modello di regressione alla concentrazione di azoto nitrico

Per i nitrati sono stati seguiti gli stessi *step* visti per il fosforo totale. Il primo *step*, a seguito delle analisi esplorative e della rimozione degli *outlier*, consiste nella verifica della linearità della relazione tra ICMi e nitrati (Figura 74).

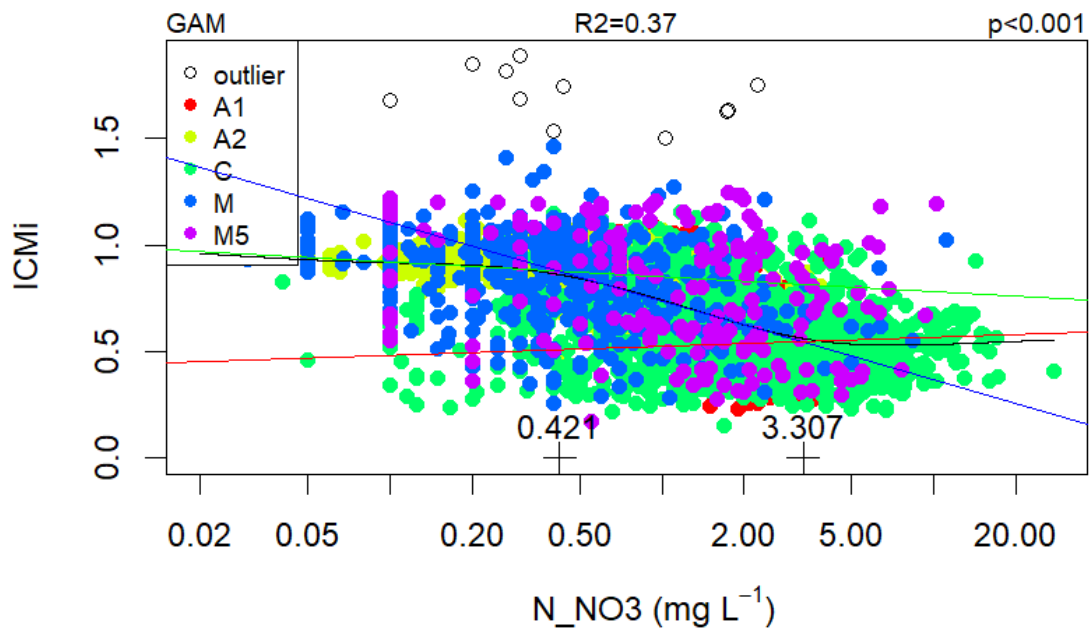


Figura 74 – Scatterplot azoto nitrico - ICMi e modello GAM segmentato.

Anche in questo caso l'individuazione della regione lineare è ottenuta attraverso l'individuazione di due *break point*. I punti di segmentazione permettono di mantenere un numero sufficiente di dati al di sopra e al di sotto della soglia tra le classi 2 e 3 (buona e moderata) e quindi soddisfano i requisiti per prevedere il valore dei nitrati in corrispondenza della soglia. I dati hanno inoltre valori di concentrazione dell'azoto nitrico plausibili dal punto di vista ecologico. Anche in questo caso, è importante ricordare che la selezione della porzione lineare dei dati ha un'influenza significativa sulla pendenza dei modelli lineari e quindi sulla previsione dei valori soglia e che resta comunque in parte una decisione soggettiva, per quanto guidata dal GAM e dall'analisi di regressione segmentata. I tre modelli testati con i rispettivi valori AIC trovati, sono:

- modello che raggruppa tutti i dati, senza distinzione tra macrotipi (AIC= -2494);
- modello che considera tutti i dati ma fitta diverse rette per i diversi macrotipi, con diverse intercette ma tutte caratterizzate dalla stessa pendenza (AIC= -2703);
- modello che considera tutti i dati, fittando rette diverse per i diversi macrotipi sia in termini di intercetta, sia in termini di pendenza (AIC= -2711).

L'analisi degli AIC indica che anche per i nitrati, considerando questo intervallo di dati, è possibile proseguire con l'analisi, considerando rette con stessa pendenza, ma intercette diverse nei diversi macrotipi. Il valore di AIC minore sarebbe in realtà riferibile al modello che prevede anche pendenze diverse, ma la differenza in termini di AIC è comunque limitata e in linea con un approccio parsimonioso all'analisi; tenendo conto di quanto fatto per il fosforo e delle dimensioni campionarie, anche in questo caso si è ritenuto opportuno procedere con il modello misto più semplice, con solo fattore *random* per l'intercetta.

I risultati della analisi di regressione per l'identificazione delle soglie tra la classe buona e moderata sono riportati nella Figura 75.

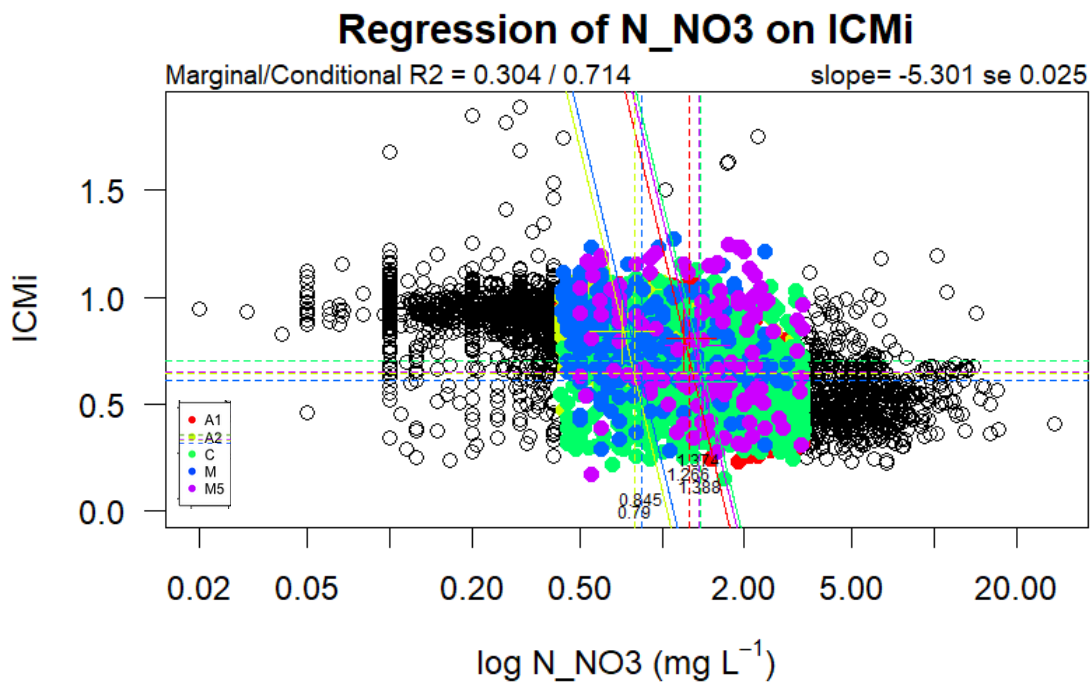


Figura 75 – Modello di regressione dell'azoto nitrico rispetto all' ICMi. La regione colorata identifica i dati per i quali la relazione è lineare. Le linee di diverso colore identificano i diversi macrotipi (vedi legenda).

La Tabella 6 riporta le soglie stimate e gli intervalli di confidenza per ciascun macrotipo. Per confronto, riporta inoltre il valore del LIMeco corrispondente alla II classe e le soglie/*range* calcolati in altri Paesi europei.

Tabella 6 – Soglia dell'azoto nitrico e intervallo di confidenza stimati dal modello per ciascun macrotipo. Sono riportati per confronto la soglia II/III classe del LIMeco e alcuni valori di letteratura.

Soglia LIMeco attuale tra le classi sufficiente e buono: 1.200 (mg N l ⁻¹)*			
* valore uguale per tutte le tipologie fluviali			
MACROTIPO	N	SOGLIA N-NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹) - buono - sufficiente - ricavata sulla base del modello	intervallo di confidenza
A1	398	1.266	0.947-1.640
A2	566	0.790	0.579-0.938
C	1087	1.388	0.956-2.078
M (M1-M4)	237	0.845	0.572-1.146
M5	118	1.374	0.904-2.216

In Europa	TN mg l ⁻¹	
Low alkalinity upland rivers	2.48	1.27-5.12
Very large rivers	1.54	1.1-3.3
^a Phillips et al., 2018		

Per l'azoto nitrico si evidenziano maggiori differenze tra i macrotipi. L'intervallo di confidenza complessivo è compreso tra 0.572 e 2.216 mg l⁻¹, intervallo in cui è compreso il valore soglia LIMeco tra la II e la III classe. Nei macrotipi A2 e M il valore soglia stimato dal modello è molto più basso del LIMeco. Il confronto con i dati di letteratura è meno diretto rispetto al fosforo perché sono disponibili dati sull'azoto totale di cui i nitrati sono una componente (nel caso dei nostri dati, di gran lunga dominante).

Rapporto tra azoto e fosforo nei dati analizzati

Secondo la teoria ecologica della ripartizione delle risorse di Tilman (1977), il rapporto tra la disponibilità dei due nutrienti essenziali influenza la struttura delle comunità vegetali a causa della competizione per le risorse tra le specie che hanno differenti optima di questo rapporto. Non è ancora del tutto chiaro se questa teoria sia applicabile alle alghe bentoniche e, quindi, se si possa davvero parlare di “nutriente limitante” per questi organismi perché non ci sono evidenze chiare che essi competano direttamente per i nutrienti (Stelzer & Lamberti, 2001) che, a differenza di quanto avviene nei laghi, sono costantemente forniti dal flusso idrico. In ogni caso, a prescindere dalla presenza di competizione per la risorsa, ci sono numerose evidenze che le diverse specie rispondono alle variazioni del rapporto tra nutrienti e alle loro concentrazioni. Pertanto, possono esserci lungo un gradiente N:P dei cambiamenti nella composizione della comunità causati da variazioni nell'abbondanza relativa delle specie di diatomee. Basandosi sul rapporto stechiometrico tra N e P nelle cellule algali (Redfield, 1958), si considerano generalmente due soglie di tale rapporto (Bona & Maffiotti, 1996):

N:P<7 azoto limitante

7<N:P<15 situazione intermedia

N:P>15 fosforo limitante

I dati di concentrazione nel distretto del Po indicano che l'azoto è presente in quantità decisamente maggiore rispetto al fosforo e quasi sempre il rapporto N:P è maggiore di 15. Abbiamo comunque voluto verificare se i diagrammi di dispersione di fosforo e di azoto rispetto all'ICMi visti in precedenza variassero lungo il gradiente determinato da questo rapporto. Abbiamo quindi effettuato: 1) il plot del TP sull'ICMi condizionato rispetto all'azoto (Figura 76); 2) il plot dei nitrati sull'ICMi condizionato rispetto al fosforo (Figura 77). In entrambi i casi, la regressione del singolo nutriente sull'ICMi non sembra variare al variare del rapporto N/P. Possiamo quindi concludere che nei nostri dati la relazione tra ICMi e singolo nutriente (azoto o fosforo) non appare influenzata dalla concentrazione dell'altro nutriente e dal rapporto delle loro concentrazioni.

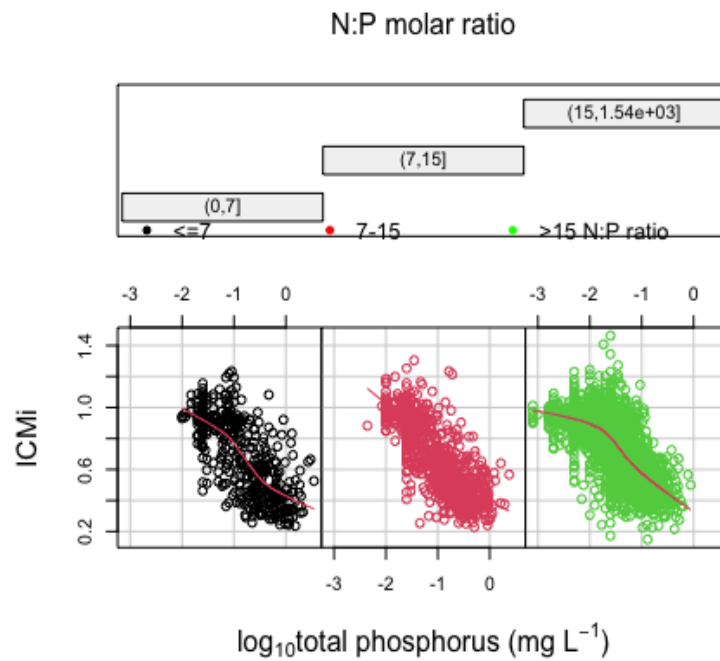


Figura 76 – Diagramma di dispersione del TP rispetto a ICMi condizionato al valore del rapporto N/P. Come indicato nella legenda nella parte superiore della figura, i cerchi in verde identificano i campioni con N/P>15, in nero quelli N/P<7, in rosso quelli con valori intermedi.

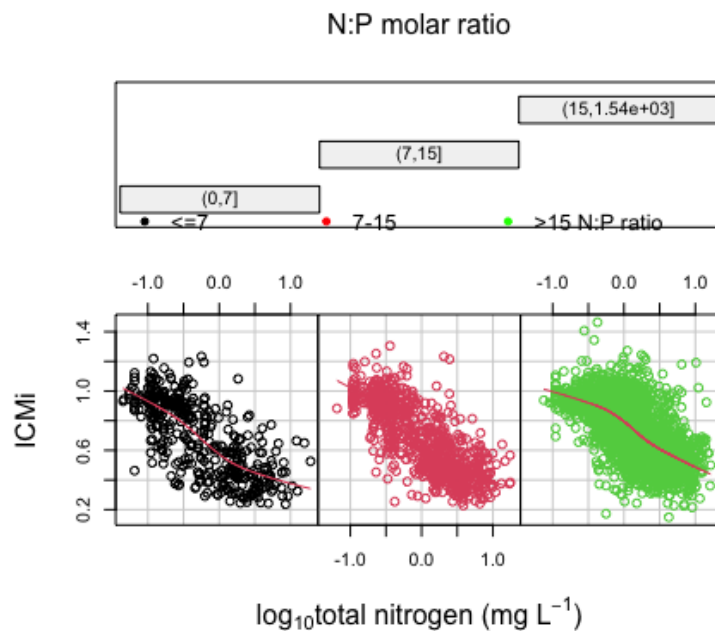


Figura 77 – Diagramma di dispersione dell’azoto rispetto a ICMi condizionato al valore del rapporto N/P. I cerchi in verde identificano i campioni con N/P>15, in nero quelli N/P<7, in rosso quelli con valori intermedi.

Caratterizzazione della comunità di diatomee rispetto ai macrotipi e allo stato ecologico

Composizione tassonomica

La matrice tassonomica di partenza constava di 4086 campioni per 857 specie identificate; tale matrice è stata ridotta per le successive analisi statistiche, eliminando le specie più rare, ossia quelle con una abbondanza relativa massima <2% nell'intero database. Queste, infatti, da un lato influirebbero molto poco sull'ordinamento dei siti, ma dall'altro introdurrebbero una notevole ridondanza e rumore di fondo nell'analisi statistica. La soglia del 2% è comunemente accettata in questo tipo di analisi (Lavoie et al., 2009). Sulla matrice tassonomica risultante (465 specie X 4086 campioni) è stata applicata la PCoA (Analisi delle Coordinate Principali), tecnica di ordinamento che converte i dati in distanze tra gli oggetti e li visualizza in una "mappa", evidenziando le differenze tra gli oggetti e l'eventuale presenza di raggruppamenti. Nel caso specifico, la misura di distanza utilizzata sulla matrice tassonomica è quella di Bray-Curtis. Il risultato è visibile nella Figura 78, in cui i singoli punti rappresentano i campioni (caratterizzati dalla composizione in specie), visualizzati nella figura con simboli diversi a seconda del macrotipo fluviale di appartenenza e da colori diversi a seconda del loro stato ecologico.

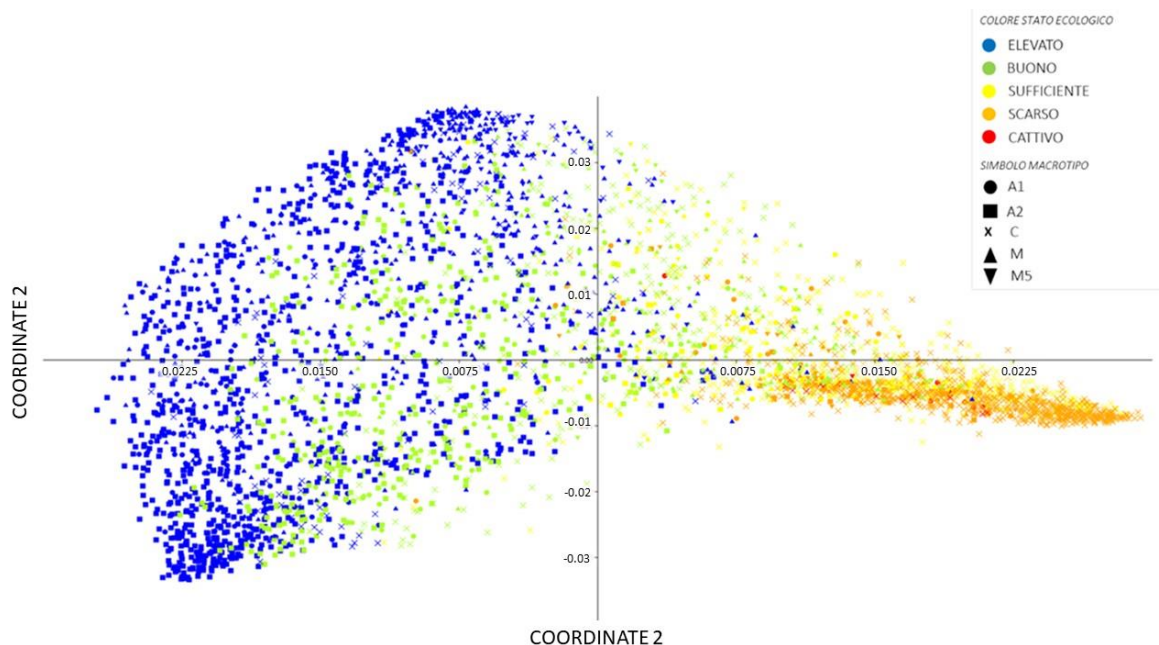


Figura 78 – PCoA realizzata sui dati di composizione tassonomica.

La mappa evidenzia che le comunità diatomee si distribuiscono lungo un netto gradiente di stato ecologico, con quasi tutti i campioni classificati per questo EQB nello stato elevato

e buono (punti di colore blu e verde) compresi nei quadranti a sinistra dell'asse 1, mentre i campioni che non raggiungono lo stato buono sono disposti a destra di tale asse. È interessante notare, inoltre, che i campioni di qualità buona/elevata sono maggiormente dispersi e diversificati tra loro, formando un'ampia nuvola, a differenza di quelli di qualità peggiore le cui comunità appaiono molto più omogenee e con una diversità sicuramente inferiore. Anche l'appartenenza a un certo macrotipo sembra avere un effetto sul tipo di comunità diatomica. Applicando la PERMANOVA a due vie, si è verificato che sia lo stato ecologico ($F=231,08$; $p<0,001$) sia il macrotipo fluviale ($F=134,19$; $p<0,001$) determinano comunità significativamente differenti tra loro.

Analisi dei gruppi funzionali delle diatomee (guild ecologiche)

I macrotipi fluviali e le diverse classi di stato ecologico evidenziano differenze significative anche dal punto di vista della composizione funzionale. Per quest'analisi, i taxa di diatomee sono stati suddivisi nei seguenti gruppi funzionali, seguendo la classificazione di Passy (2007) e Rimet & Bouchez (2012):

- **low profile:** "*resource-stressed but disturbance-free*"; specie di piccole dimensioni e caratterizzate da un alto tasso riproduttivo, in grado di sopravvivere in ambienti in cui le risorse sono limitate (nutrienti, illuminazione) e in corsi d'acqua soggetti a disturbo idromorfologico; in molti casi sono specie colonizzatrici primarie;
- **high profile:** "*resource-unlimited but disturbance-stressed*"; specie di grandi dimensioni, con accesso illimitato alle risorse, ma maggiormente soggette al disturbo idromorfologico e alla pressione da parte dei macroinvertebrati erbivori;
- **motili:** dotate di una certa mobilità e pertanto in grado di selezionare e di spostarsi negli habitat per loro maggiormente idonei;
- **planctoniche:** tipiche di ambienti lentici.

I grafici della Figura 79 mostrano la differente composizione in gruppi funzionali dei diversi macrotipi fluviali. La guild "low profile", composta da taxa di piccole dimensioni resistenti a velocità dell'acqua elevate, è largamente dominante nei fiumi alpini e nei mediterranei perenni. Nei torrenti mediterranei temporanei e nel macrotipo di pianura (Centrale) dove l'antropizzazione è più marcata, la percentuale di abbondanze delle specie "motili" è

decisamente maggiore. Queste specie sono infatti più abili a sopravvivere in condizioni di parziale asciutta, essendo in grado di sfruttare eventuali rifugi che si possono creare durante la fase di lentificazione del corso d'acqua. Inoltre, le diatomee motili sono generalmente epipsammiche ed epipeliche, legate perciò al sedimento più fine, presente maggiormente nei corsi d'acqua planiziali o dove i processi deposizionali prevalgono su quelli erosivi (per diversi motivi). Meno rappresentate, in proporzione, le specie "high profile" e molto rare le "planctoniche", ad eccezione di alcuni tratti fluviali nel macrotipo centrale, caratterizzati presumibilmente da velocità della corrente più basse.

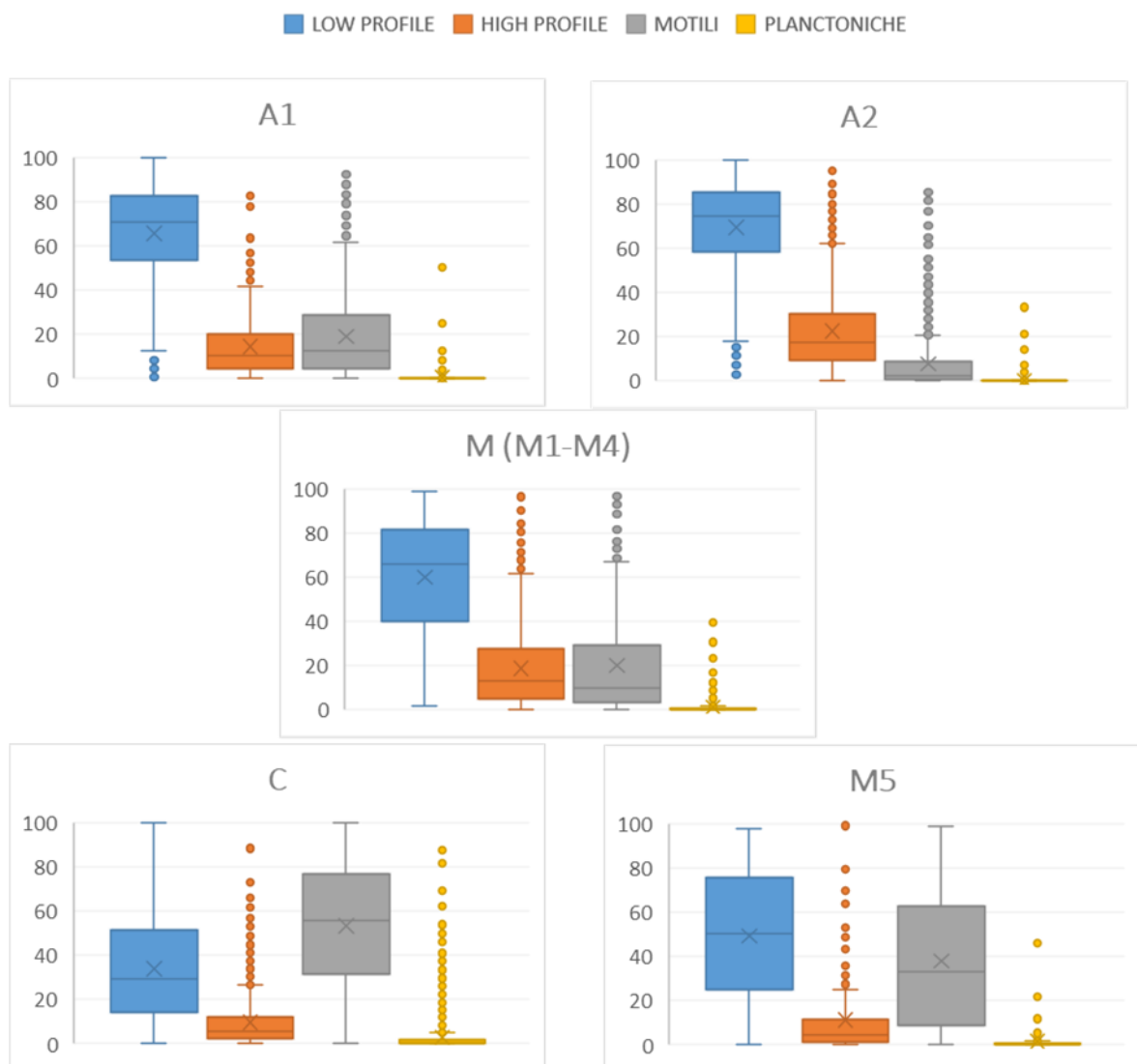


Figura 79 – *Boxplot* con la distribuzione in percentuale del numero di individui appartenenti alle 4 guild ecologiche nei diversi macrotipi fluviali.

Le guild ecologiche si distribuiscono in modo differente anche rispetto allo stato ecologico, come si può osservare nella Figura 80, dove si nota una sostituzione tra le “low profile” e le “motili” lungo un gradiente che va dallo stato ecologico elevato a quello più basso.

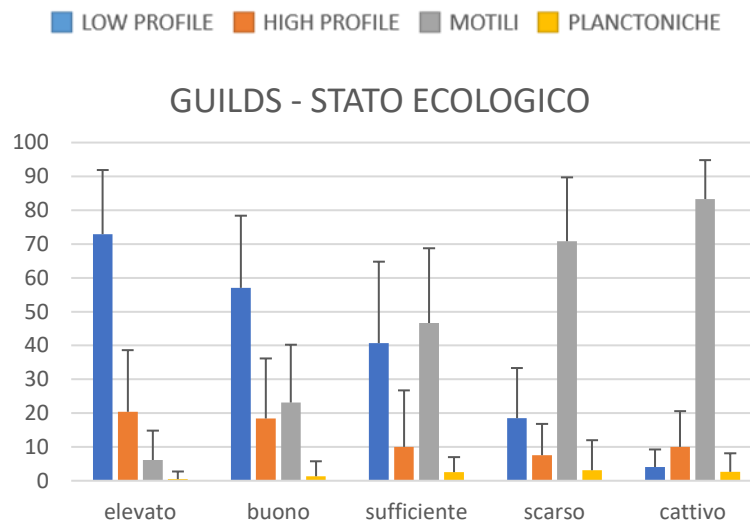


Figura 80 – Istogrammi relativi alla distribuzione percentuale degli individui appartenenti alle diverse guilds lungo un gradiente di stato ecologico (elevato - cattivo).

Anche nel caso della matrice funzionale, è stata eseguita una analisi PCoA a seguito della quale è stato effettuato il test PERMANOVA che ha confermato la presenza di differenze significative nella distribuzione delle guild, sia tra i diversi macrotipi fluviali ($F=512,87$; $p<0,001$), sia tra le classi di stato ecologico determinate dall'ICMi ($F=1463,6$; $p<0,001$).

Specie indicatrici

Sul database della composizione in specie è stata applicata l'Indicator Species Analysis (ISA), tecnica statistica che permette di individuare taxa indicatori di raggruppamenti determinati a priori, in base all'occorrenza e all'abbondanza dei taxa stessi nei raggruppamenti. Nel caso in esame, questa analisi ha avuto lo scopo di individuare taxa statisticamente rappresentativi dei macrotipi fluviali e delle classi di qualità determinate dall'ICMi. Per quanto riguarda i macrotipi, sono risultate in totale 128 specie indicatrici, suddivise secondo la Tabella 7.

Tabella 7 – Specie indicatrici dei diversi macrotipi fluviali. Gli acronimi sono quelli codificati nel *software* OMNIDIA e universalmente utilizzati dalla comunità scientifica e dalle agenzie ambientali.

Macrotipo	Specie significative (acronimi)
A1 alpino calcareo	ADAM, ADSA, ARPY, CLNT, COPL, DTEN, EGOE, FSAP, NFON, NSPD
A2 alpino siliceo	ACAF, ACLI, ADPY, ADSU, CEXF, DMES, ENMI, ESLE, EULA, FARC, FGRA, FPEC, GCFU, GELG, GOLD, NIPR, NPUF, ODHY, ONMA
C centrale	ADMO, CEUG, CPLA, CRAC, CSNU, EOCO, EPRO, FPYG, FSBH, FVUL, GPAR, GSCI, GYAC, HCAP, HLMO, KAPL, KCLE, LGOP, MPMI, MVAR, NAMP, NANT, NCPR, NCRY, NGER, NGRE, NHEU, NLAN, NPAL, NREC, NSIA, NTPT, NTRV, NVIR, PCMS, PLFR, PRST, PTCO, RUNI, SANG, SNIG, SPIN, SPUP, SSGE, SULI
M1 piccoli e molto piccoli	ADMT, CSUT, DFON, ECES, ECPM, ENVE, FRUM, MCIR, UULN
M2 medi e grandi	ADEU, BPAX, CATO, CDTG, CMEN, CPAR, CTUM, DSTE, ECAE, NCCP, NCLA, NCTE, NDIS, NPAE, NRCS, NROS, NSOC, NTAB, POCL, SCOM, SLMU, SSVE
M3 molto grandi	NA
M4 medi montagna	ADMU, BVIT, CAEX, CBAM, DKUE, DMON, ENCM, ESUM, FPEM, FTNA, NILA, SBND
M5 temporanei	APED, GTER, MAAT, NCPL, NESC, NIFR, NINC, NIPU, NVEN, PTLT, TKUE

Come atteso, risultano significative dei corsi d'acqua alpini perlopiù taxa appartenenti al genere *Achnanthydium*, caratterizzato da specie reofile che presentano adattamenti per resistere ad elevate velocità della corrente e concentrazioni di nutrienti limitate. Sono tipiche dei corsi d'acqua alpini silicei anche specie di particolare pregio come *Odontidium neomaximum* (ONMA), *Eucoconeis laevis* (EULA) *Nitzschia pura* (NIPR) e *N. puriformis* (NPUF) note per la loro elevata sensibilità al carico organico ed ai nutrienti. Le specie tipiche di ambienti di pianura (macrotipo C) sono, come prevedibile, particolarmente tolleranti

all'inquinamento, come ad esempio *Gyrosigma* spp, *Mayamaea permitis* (MPMI), *Sellaphora nigrii* (SNIG) e *Sellaphora saugerresii* (SSGE). Da notare, in questo raggruppamento, la presenza di una specie a carattere invasivo (*Achnantheidium delmontii*, ADMO) che negli ultimi anni sta espandendo significativamente il suo areale di distribuzione in tutto il Nord-Italia, soprattutto in corsi d'acqua disturbati dal punto di vista idromorfologico, spesso prevalendo su altre specie autoctone.

Per quanto riguarda la tipologia mediterranea, i corsi d'acqua montani di piccole-medie dimensioni sono caratterizzati da specie di pregio come *Encyonopsis ceastii* (ECES) o *Brachysira vitrea* (BVIT), mentre sono tipiche dei tratti più planiziali specie come *Achnantheidium eutrophilum* (ADEU), *Cyclotella meneghiniana* (CMEN) o *Pantocsekiella ocellata* (POCL) (queste ultime due sono specie planctoniche). Risultano tipiche dei corsi d'acqua mediterranei temporanei, principalmente specie motili appartenenti ai generi *Nitzschia* e *Navicula*, ma anche specie pioniere riconosciute come resistenti al disturbo idromorfologico e resilienti come *Amphora pediculus* (APED).

La Tabella 8 riporta invece il risultato dell'ISA per le classi di qualità ICMi, da cui si evidenziano complessivamente 83 specie indicatrici.

Tabella 8 – Specie indicatrici delle diverse classi di stato ecologico.

Stato ecologico	Specie significative (acronimi)
Elevato	ARPY, BNEO, BVIT, CSBH, DKUE, DPDE, FAPO, FCAT, FTNA, GAGV, GCFU, GLAT, ODHY, ONMA, UDEL
Buono	ALBL, GACC, GCLA, NALC, NPUF, SLEP
Sufficiente	ACOP, AMID, EOCO, EPRO, FMIT, GGRA, GYAT, KAPL, KCLE, LRAD, NDUB, NHEU, NSOL, NZSU, PLHU, PRST, PSBR
Scarso	ADRU, AUGR, BPAX, CAMB, CINV, CRAC, CTUM, DCOF, DPSG, FPYG, FVUL, GANG, GGEX, GSPP, GYKU, GYOB, NAAM, NACI, NERI, NFIC, NFIL, NINT, NMCA, NOLI, NRCS, NSHR, NSIA, NVIP, PLEV, PLNT, PTCO, SABS, SHAN, SIDE, TFAS, THUN
Cattivo	ADMS, CMFO, GPAR, MAAT, NCOM, NCPL, NPAD, NPAL, SSGE

In questo caso l'analisi ha permesso di affinare le conoscenze in merito alla sensibilità di alcune specie di recente descrizione e/o di limitata distribuzione, per cui le preferenze ecologiche sono ancora poco note. È questo il caso di *Achnanthydium rostopryrenaicum* (ARPI, qualità elevata), *Adlafia langebertalotii* (ALBL, qualità buona), *Eolimna comperei* (EOCO, sufficiente; specie considerata alloctona a carattere invasivo), *Achnanthydium druartii* (ADRU, qualità scarsa).

Variabili ambientali e comunità diatomiche

Abbiamo infine analizzato il ruolo delle variabili ambientali nel determinare le comunità diatomiche riscontrate in un certo sito. Per quest'analisi, abbiamo ripreso in considerazione anche la matrice ambientale, confrontata questa volta non più con l'indice diatomico, ma con la composizione in specie. Attraverso la pRDA (partial-Redundancy Analysis) è possibile studiare l'effetto di una variabile esplicativa X su una variabile di risposta Y in presenza di altre variabili esplicative W (covariate), secondo lo schema illustrato in Figura 81.

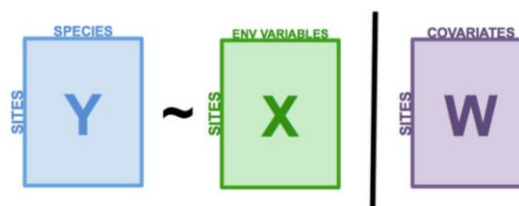


Figura 81 – Struttura di base della partial-RDA (da "<https://r.qcbs.ca/workshop10/book-en/index.html>", consultato il 4/10/2022).

Nel nostro caso, la variabile esplicativa X (indicata con X1 in Figura 82) è data da un set di variabili di qualità delle acque (temperatura, nitrati, fosforo totale, BOD₅, conducibilità, durezza, pH, ossigeno disciolto). Le covariate W sono: 1) le componenti spaziali (indicate con X2); 2) la stagione (indicata con X3). La variabile di risposta Y è la matrice dei dati di composizione tassonomica. Il risultato della p-RDA indica che la qualità dell'acqua gioca un ruolo più forte rispetto alla posizione geografica e che la stagionalità ha un ruolo trascurabile. Infatti, la percentuale di varianza spiegata dalla matrice ambientale risulta essere il 9%, quella relativa alla componente spaziale il 2% mentre solo l'1% della varianza nella composizione delle comunità diatomiche è rappresentata dalla componente

stagionale. Importante risulta anche il ruolo delle variabili ambientali spazialmente strutturate (5%), rappresentate dall'intersezione tra X1 ed X2.

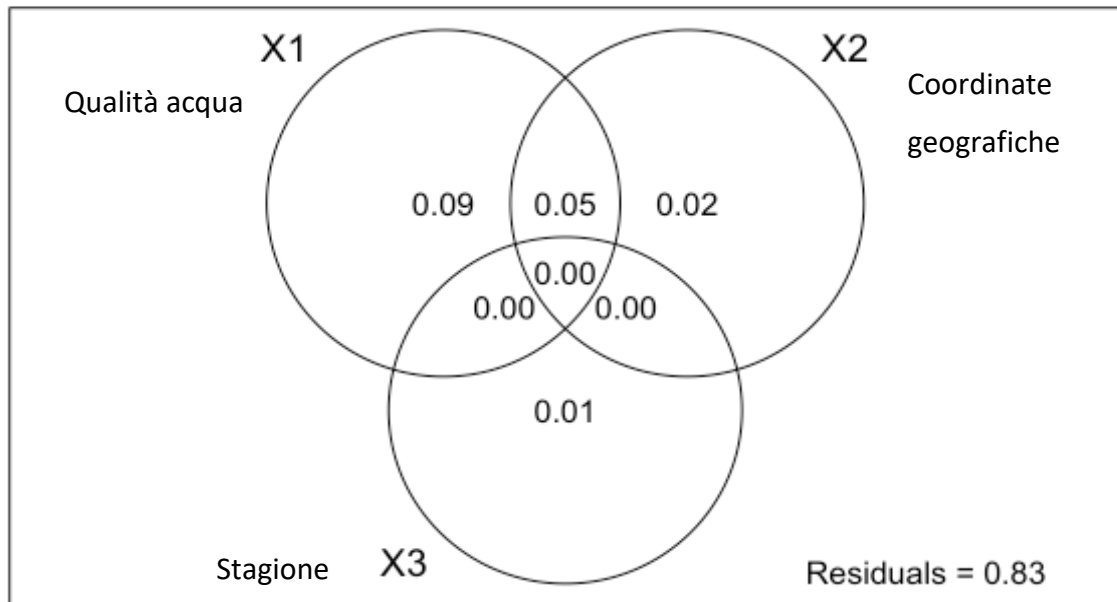


Figura 82 – Risultato della pRDA applicata alla composizione tassonomica delle comunità di diatomee. X1= set di variabili legate alla qualità dell'acqua; X2= set di variabili spaziali (coordinate geografiche); X3= stagione di campionamento. I numeri entro i cerchi indicano la proporzione di varianza spiegata dal singolo set o dall'intersezione di più set di variabili.

Considerato il ruolo dei fattori ambientali sulla composizione in specie delle comunità diatomiche evidenziato dalla p-RDA, è stato effettuato un approfondimento sull'associazione tra le variabili ambientali relative alla qualità dell'acqua e i singoli taxa di diatomee, tramite la CCA (Canonical Correspondence Analysis). I risultati sono mostrati nella Figura 83.

L'analisi ha permesso di definire meglio le preferenze ecologiche di alcune specie poco conosciute o di recente descrizione. Ad esempio, una specie di recente descrizione come *Delicatophycus minutus* (Wynne, 2019) per cui non sono ancora noti i valori di sensibilità ed affidabilità per il calcolo degli indici diatomici, è risultata tipica di acque con pH elevato, ben ossigenate e caratterizzate da valori di durezza alti; allo stesso tempo è risultata sensibile alla concentrazione di nutrienti e alla sostanza organica. Ancora, *Achnantheidium subhudsonis*, una specie considerata alloctona a carattere invasivo, che finora sembrava legata ad ambienti di pianura particolarmente eutrofizzati e caratterizzati da conducibilità

elevate sembra invece legata ad ambienti di media conducibilità e non particolarmente alterati da elevate concentrazioni di nutrienti e sostanza organica. Questa specie però predilige corsi d'acqua con pH basso e basse concentrazioni di ossigeno.

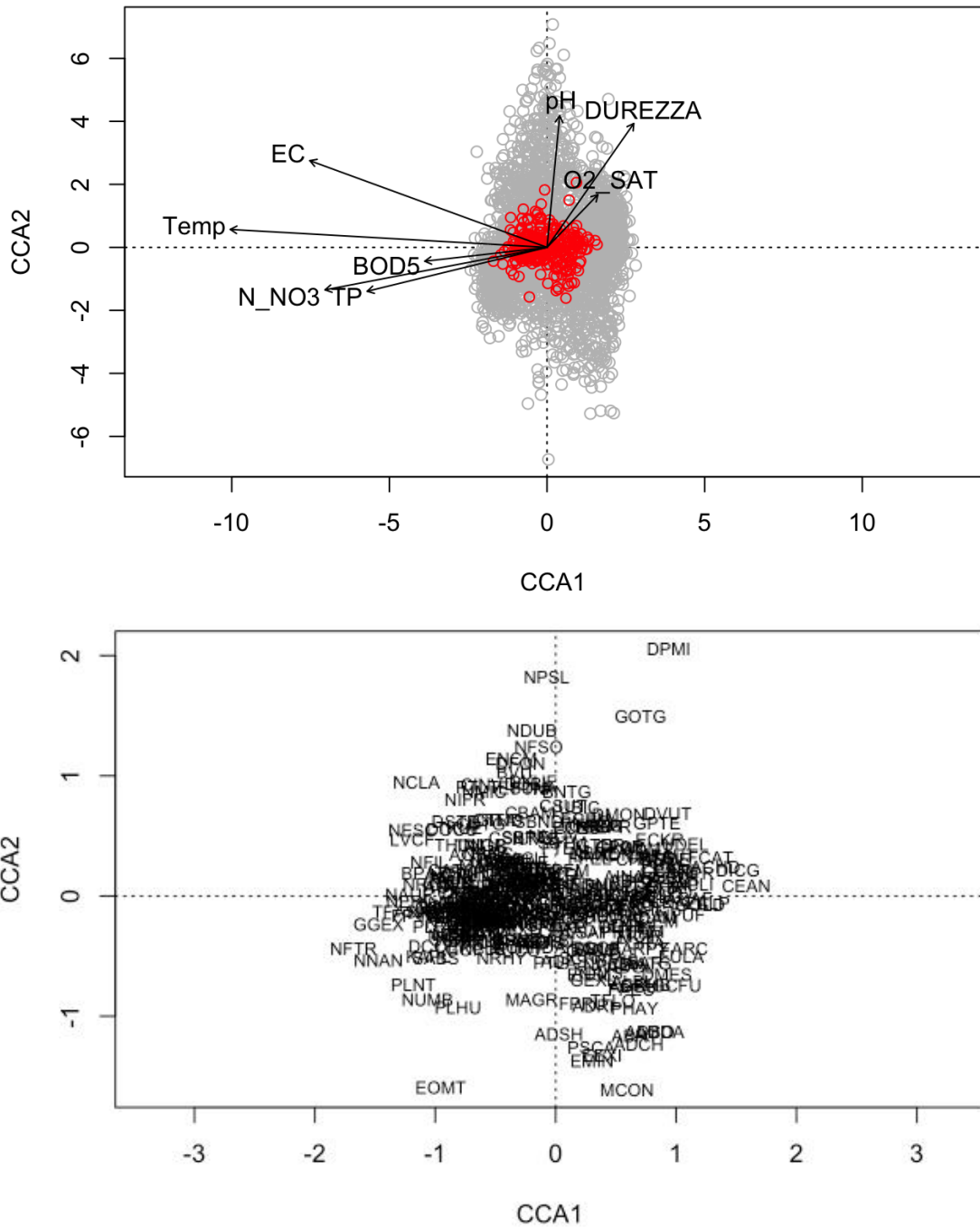


Figura 83 – Analisi CCA con evidenziazione dei fattori ambientali e dei taxa.

Questa attività ha permesso di stilare, per la prima volta, una *checklist* completa delle specie di diatomee presenti nell'intero distretto del Po. L'analisi delle comunità di diatomee indica quali sono le variabili che incidono significativamente sulla composizione tassonomica e funzionale delle comunità ed ha inoltre messo in luce le specie che caratterizzano i diversi macrotipi fluviali e le classi dello stato ecologico. Questa prima fase di analisi delle comunità diatomiche ha fornito preziose informazioni in merito alla distribuzione delle specie all'interno del distretto del Po e ha consentito di metterla in relazione alle loro preferenze ecologiche.

Analisi delle preferenze ecologiche delle specie di diatomee più significative

In questa sezione verranno commentati gli optima ed i range di tolleranza calcolati in relazione al fosforo totale e all'azoto nitrico di alcune tra le più importanti specie diatomiche presenti nel database, selezionate in base ai seguenti criteri:

- 1) specie risultate statisticamente indicatrici a seguito del test Indicator Species Analysis (ISA, si veda paragrafo "Specie indicatrici") e che fossero presenti almeno nel 5% dei campioni analizzati, al fine di poter garantire una maggiore affidabilità dei risultati ottenuti per il calcolo degli optima e dei range di tolleranza;
- 2) specie di particolare interesse, selezionate sulla base del giudizio esperto. Fanno parte di questo gruppo le specie di più recente descrizione, specie per cui l'autecologia non è ancora del tutto definita o specie considerate alloctone e/o a carattere invasivo. Queste ultime rappresentano, insieme al riscaldamento globale, una delle principali minacce per la conservazione delle specie e degli habitat. L'attenzione nei confronti delle specie invasive è dettata dai danni, soprattutto ecologici, che queste entità provocano nel loro nuovo areale. Si parla infatti di perdita della biodiversità e semplificazione delle comunità all'interno delle quali le specie si insediano, dal momento che diventano dominanti e spesso portano all'estinzione le specie native, meno competitive. Lo studio delle diatomee invasive è stato inadeguatamente approfondito nel corso del secolo passato e le pubblicazioni in merito a quest'argomento sono rimaste molto frammentarie fino al 2000, quando fu pubblicato il primo elenco delle diatomee invasive di Francia (Coste & Ector, 2000). Il motivo di scarso interesse nei confronti di quest'argomento può essere ricondotto al fatto che le diatomee sono state considerate

tradizionalmente organismi cosmopoliti. Inoltre, fino a pochi decenni fa, non vi erano dati storici sufficienti sulla distribuzione delle diatomee per poter verificare l'esistenza di eventuali specie alloctone. In questo secondo caso, per il calcolo degli optima, sono state mantenute anche le specie rinvenute in un esiguo numero di campioni (<5% sul totale), commentando contestualmente l'affidabilità del risultato.

Per ogni specie selezionata secondo i criteri esposti in precedenza, sono stati calcolati i valori degli optima e i range di tolleranza per il fosforo totale e per i nitrati, utilizzando il pacchetto "optimos.prime" in R (R Core Team, 2020). L'analisi si basa sui dati di abbondanza relativa delle specie e sui dati ambientali e corregge il risultato utilizzando il numero di occorrenze della specie. L'output finale restituisce per ogni specie tre misure, riferite a una determinata variabile ambientale: un limite inferiore di tolleranza, un limite superiore e un optimum. Da questi dati sono state quindi ottenute delle indicazioni sull'autecologia delle specie selezionate e in particolare sull'ampiezza del loro range di tolleranza a fosforo totale e nitrati e sulle loro preferenze per concentrazioni di nutrienti più o meno elevate.

In Allegato C sono riportate le schede monografiche dei singoli generi mentre la Tabella 9 riporta tutti i valori di optima e i range di tolleranza per il fosforo totale e l'azoto nitrico calcolati nell'ambito del presente progetto. Tra le specie più tolleranti dell'intero dataset ricordiamo: per quanto riguarda l'azoto nitrico *Fistulifera saprophila* (optimum= 2.50 mg l⁻¹; valore massimo tollerato= 6.51 mg l⁻¹) e *Planothidium frequentissimum* (optimum= 2.53 mg l⁻¹; valore massimo tollerato= 6.55 mg l⁻¹) (Tabella 9); per quanto riguarda invece il fosforo totale, presentano optima particolarmente elevati *Navicula veneta* (optimum= 0.203 mg l⁻¹; valore massimo tollerato= 0.706 mg l⁻¹) e *Sellaphora sauggerresii* (optimum= 0.220 mg l⁻¹; valore massimo tollerato= 0.74 mg l⁻¹) (Tabella 9). Queste ultime, insieme a *Fistulifera saprophila*, presentano anche un range di tolleranza piuttosto ampio che permette loro di sopravvivere anche in ambienti di qualità elevata, seppur con minori abbondanze relative all'interno della comunità.

Il calcolo degli optima e dei range di tolleranza ai nutrienti ha permesso di completare le informazioni relative all'autecologia delle specie risultate più significative nel presente studio, già ottenute tramite le analisi di comunità. È importante notare come quasi la metà delle specie considerate (ossia 47 su 99) presenti un optimum per il fosforo totale inferiore

a 0.05 mg l⁻¹ mentre 75 su 99 presentano un optimum inferiore a 0.1 mg l⁻¹ (attuale soglia LIMeco tra le classi sufficiente e buono). Allo stesso tempo, 49 specie su 99 presentano un optimum per l'azoto nitrico inferiore a 1.2 mg l⁻¹ (attuale soglia LIMeco tra le classi sufficiente e buono). Questi risultati confermano la necessità di ridefinire le soglie individuate dal LIMeco, al fine di ottenere un maggiore potere di discriminazione tra le diverse classi dello stato ecologico.

Tabella 9 – Optima, valore massimo e valore minimo tollerato, rispetto alle concentrazioni di azoto nitrico e fosforo totale calcolati per le specie risultate significative a seguito dell'ISA.

DIATOM CODE	AZOTO NITRICO			FOSFORO TOTALE		
	optimum	valore massimo	valore minimo	optimum	valore massimo	valore minimo
ACAF	0.30	0.70	0.13	0.006	0.019	0.002
ACLI	0.30	0.55	0.17	0.012	0.040	0.004
ADEU	1.47	4.32	0.50	0.079	0.236	0.026
ADGL	0.49	0.90	0.27	0.022	0.057	0.009
ADLA	0.69	1.24	0.38	0.024	0.059	0.010
ADMI	0.66	1.82	0.24	0.023	0.067	0.008
ADMO	1.22	2.64	0.57	0.044	0.099	0.020
ADMT	0.51	1.04	0.25	0.023	0.068	0.008
ADPY	0.56	1.27	0.25	0.018	0.055	0.006
ADRI	0.92	1.65	0.51	0.027	0.045	0.016
ADRU	0.87	3.86	0.20	0.104	0.214	0.050
ADSA	1.45	4.70	0.45	0.081	0.266	0.025
ADSH	2.25	5.11	0.99	0.037	0.074	0.018
ADTH	0.33	0.62	0.17	0.007	0.012	0.003
ARPY	0.58	1.22	0.28	0.014	0.038	0.005
APED	1.78	4.81	0.66	0.075	0.221	0.025
CAEX	0.44	1.27	0.15	0.019	0.048	0.007
CEXF	0.32	0.71	0.15	0.012	0.036	0.004
CPAR	0.41	0.88	0.19	0.017	0.061	0.005
CTRO	0.77	1.42	0.41	0.032	0.064	0.016
CTUM	1.08	2.27	0.51	0.045	0.106	0.019
CATO	1.36	2.67	0.69	0.123	0.284	0.053
CMEN	1.56	4.25	0.57	0.109	0.346	0.035
CEUG	1.40	3.91	0.50	0.066	0.215	0.020
CLNT	0.77	1.46	0.41	0.024	0.074	0.008
COPL	0.97	1.81	0.52	0.024	0.058	0.010
CPLA	1.88	5.62	0.63	0.097	0.426	0.022
DCOF	2.36	5.30	1.05	0.042	0.127	0.014
CSNU	2.32	5.96	0.91	0.196	0.550	0.070
DGEM	0.47	0.89	0.24	0.019	0.047	0.008
DMES	0.65	1.37	0.31	0.018	0.046	0.007
DMON	0.57	1.70	0.19	0.018	0.051	0.007
DTEN	0.60	1.72	0.21	0.016	0.054	0.004
ECAE	0.64	1.94	0.21	0.040	0.105	0.015
ENMI	0.58	1.35	0.25	0.026	0.072	0.009
ENVE	0.76	1.73	0.33	0.025	0.063	0.010

DIATOM CODE	AZOTO NITRICO			FOSFORO TOTALE		
	optimum	valore massimo	valore minimo	optimum	valore massimo	valore minimo
ESLE	0.52	1.14	0.24	0.023	0.061	0.009
ECPM	0.35	0.88	0.14	0.018	0.046	0.007
ENCM	0.33	0.96	0.12	0.019	0.051	0.007
ESUM	0.30	0.81	0.11	0.019	0.047	0.008
EOCO	1.38	3.70	0.52	0.071	0.150	0.034
EULA	0.38	0.76	0.19	0.011	0.035	0.003
FARC	0.39	0.77	0.20	0.014	0.037	0.005
FCAD	0.97	2.13	0.44	0.021	0.057	0.008
FGRA	0.46	1.06	0.20	0.017	0.056	0.005
FPEC	0.56	1.24	0.25	0.021	0.051	0.008
FPEM	0.41	1.02	0.17	0.020	0.048	0.008
FRUM	0.56	1.38	0.23	0.022	0.070	0.007
FSAP	2.50	6.51	0.96	0.159	0.569	0.044
FSBH	1.85	5.33	0.64	0.074	0.242	0.022
GSCI	2.30	5.38	0.99	0.104	0.225	0.048
GELG	0.40	0.89	0.18	0.015	0.041	0.005
GITA	0.63	2.02	0.20	0.057	0.155	0.021
GPAR	1.59	4.18	0.61	0.103	0.366	0.029
GTER	0.50	1.24	0.20	0.020	0.050	0.008
HLMO	2.17	5.90	0.80	0.179	0.484	0.066
HCAP	2.32	6.32	0.85	0.086	0.223	0.033
HPDA	2.60	4.59	1.47	0.108	0.284	0.041
LGOP	1.57	3.44	0.72	0.118	0.323	0.043
MAAT	2.05	4.56	0.92	0.108	0.344	0.034
MPMI	2.11	4.96	0.90	0.111	0.361	0.034
MVAR	1.61	4.01	0.65	0.059	0.159	0.022
MCIR	0.86	2.49	0.30	0.023	0.054	0.010
NAMP	2.12	6.07	0.74	0.129	0.407	0.041
NCPL	1.96	4.89	0.78	0.142	0.518	0.039
NDIS	1.56	3.86	0.63	0.062	0.171	0.022
NFON	1.15	2.71	0.49	0.039	0.111	0.014
NIFR	1.47	3.94	0.55	0.097	0.329	0.028
NINC	1.62	4.08	0.64	0.087	0.261	0.029
NIPR	0.50	0.96	0.26	0.020	0.053	0.008
NPAE	1.17	3.03	0.45	0.079	0.259	0.024
NPAL	1.62	4.07	0.64	0.109	0.367	0.033
NPUF	0.61	1.10	0.34	0.021	0.063	0.007
NREC	1.72	4.11	0.72	0.083	0.199	0.035
NSOC	1.62	4.03	0.65	0.088	0.233	0.033
NCRY	1.24	3.24	0.47	0.079	0.267	0.024
NCTE	1.52	4.27	0.54	0.068	0.209	0.022
NANT	1.60	4.11	0.62	0.082	0.255	0.027
NCPR	1.47	3.94	0.55	0.066	0.177	0.025
NGER	2.11	4.89	0.91	0.136	0.364	0.051
NGRE	1.90	4.69	0.77	0.085	0.240	0.030
NLAN	1.88	4.49	0.79	0.056	0.130	0.024
NROS	2.12	4.69	0.96	0.116	0.310	0.044
NSIA	1.33	3.42	0.52	0.109	0.303	0.039
NTPT	1.87	4.77	0.73	0.066	0.184	0.024
NTRV	2.03	6.70	0.61	0.165	0.410	0.066
NVEN	1.86	5.63	0.61	0.203	0.706	0.058
NVIR	1.09	4.88	0.24	0.068	0.199	0.023

DIATOM CODE	AZOTO NITRICO			FOSFORO TOTALE		
	optimum	valore massimo	valore minimo	optimum	valore massimo	valore minimo
ONMA	0.32	0.63	0.16	0.006	0.018	0.002
PCMS	0.54	1.67	0.17	0.041	0.096	0.018
PLFR	2.53	6.55	0.97	0.128	0.462	0.035
RSIN	0.98	2.26	0.42	0.036	0.096	0.013
RUNI	1.37	3.58	0.52	0.061	0.227	0.016
SPUP	2.21	5.79	0.84	0.153	0.522	0.045
SNIG	2.38	5.70	1.00	0.149	0.406	0.055
SSGE	2.38	5.74	0.98	0.220	0.741	0.065
SPIN	0.77	2.21	0.27	0.058	0.211	0.016
SANG	1.73	4.15	0.72	0.075	0.242	0.023
TKUE	1.79	5.56	0.57	0.077	0.261	0.023
UULN	1.07	3.05	0.37	0.041	0.112	0.015

Analisi delle relazioni tra fattori di pressione ed elementi di qualità biologica relativi alla comunità dei macroinvertebrati

Analisi esplorativa dei dati dell'indice STAR_ICMi relativo alla comunità macrobentonica

Prima di indagare nel dettaglio la risposta dei macroinvertebrati bentonici alle concentrazioni di nutrienti è stata condotta un'analisi preliminare al fine di valutare trend spaziali e temporali nel valore dell'indice STAR_ICMi. La Figura 84 mostra che nell'89% e nel 76% degli eventi di campionamento rispettivamente per i macrotipi A2 e M1 è stata raggiunta almeno la classe di qualità Buono, oppure Elevato (categoria: Buono+).

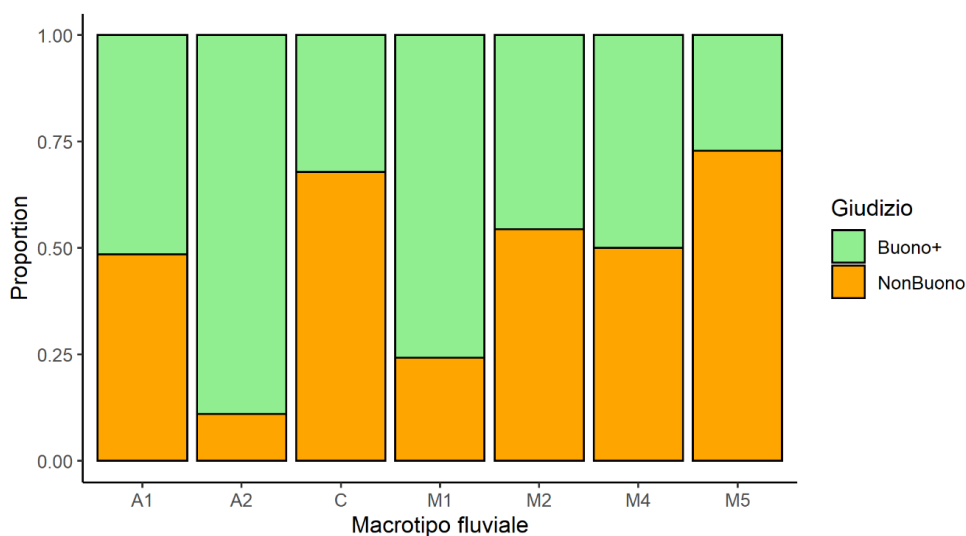


Figura 84 – Le barre rappresentano la proporzione di eventi di campionamento attribuibili ad una delle due categorie in funzione della classe di qualità: Buono+ (Elevato+Buono), NonBuono (Sufficiente+Scarso+Cattivo) per ogni macrotipo fluviale.

Al contrario, nei macrotipi C e M5 la proporzione di eventi di campionamento attribuibili alle classi di qualità Sufficiente, Scarso o Cattivo (categoria: NonBuono) è maggiore, arrivando al 86% nel macrotipo C e al 73% dei casi nel macrotipo M5. Nei macrotipi A1, M2 ed M4 le classi di qualità Buono ed Elevato sono state raggiunte all'incirca nel 50% degli eventi di campionamento, rispettivamente nel 51% per il macrotipo A1, 46% per il macrotipo M2 e 50% per il macrotipo M4.

Quando la variazione del valore dell'indice STAR_ICMi è stata analizzata per singola stazione di monitoraggio, calcolando il valore medio e la rispettiva classe di qualità sull'intera serie di dati disponibili, è emerso che le stazioni collocate nelle aree montane e periferiche del bacino hanno mantenuto una classe di qualità Buona o Elevata. Nelle stazioni di monitoraggio collocate nelle aree pianiziali e quindi maggiormente interessate dalle pressioni antropiche la classe di qualità peggiora (Figura 85).

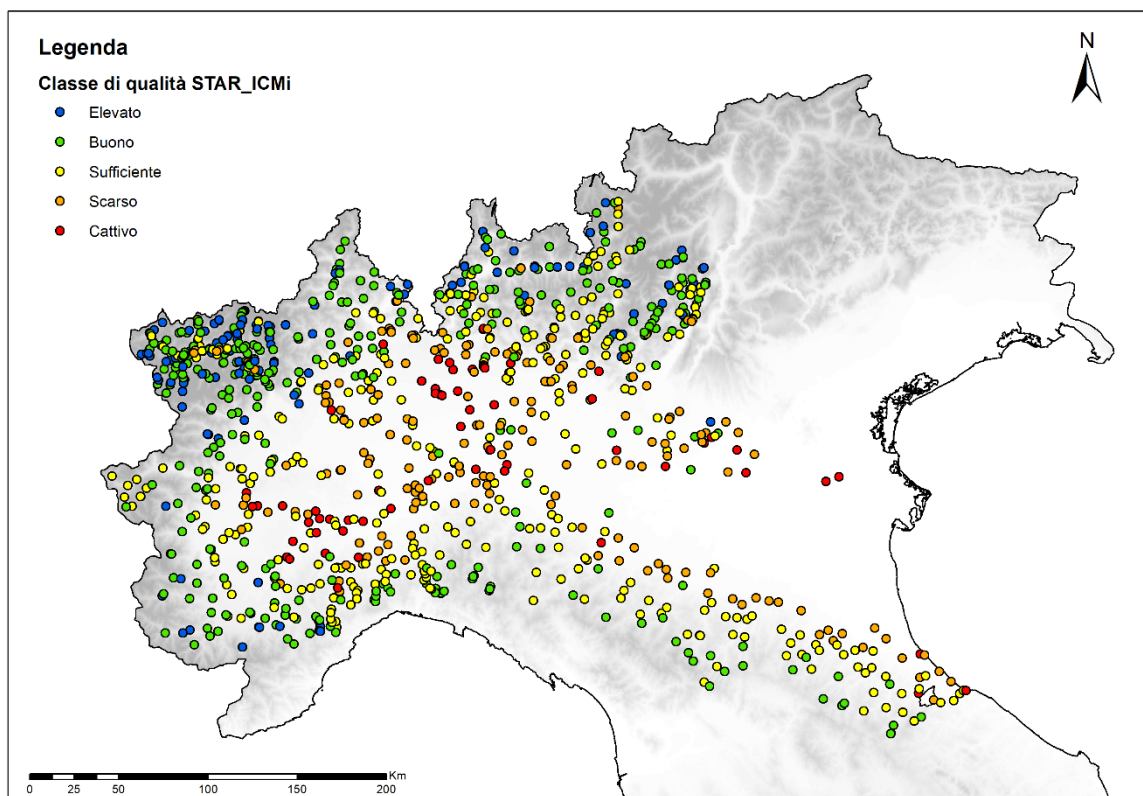


Figura 85 – Classe di qualità per singola stazione di campionamento calcolata come valore medio sull'intera serie temporale.

Analisi di regressione tra indici relativi all'EQB macroinvertebrati bentonici e concentrazione di nutrienti

La relazione tra l'indice STAR_ICMi e la concentrazione di nutrienti è stata analizzata tramite modelli di regressione lineare ad effetto misto adottando lo stesso approccio metodologico e statistico (Phillips et al., 2018) illustrato in precedenza per le diatomee, ovvero includendo la stazione di campionamento come fattore random. Si è deciso di non utilizzare l'indice TRPI, che in un primo tempo era stato preso in considerazione, perché è stato sviluppato specificatamente per la fauna macrobentonica e per le tipologie fluviali della Gran Bretagna, per cui risulta particolarmente difficile, se non addirittura arbitrario, adattarlo al contesto italiano.

Modello di regressione per il fosforo totale

Dopo aver verificato la linearità nella relazione tra la concentrazione di fosforo totale (TP) e l'indice STAR_ICMi sono stati eseguiti tre modelli di regressione:

- il modello che raggruppa tutti i dati, senza distinzione tra macrotipi (AIC = -8469.226);
- il modello che considera tutti i dati ma fitta diverse rette per i diversi macrotipi, con diverse intercette, ma tutte caratterizzate dalla stessa pendenza (AIC = -8903.725);
- il modello che considera tutti i dati, fittando rette diverse per i diversi macrotipi sia in termini di intercetta, sia in termini di pendenza (AIC= -8863.683).

Sulla base dell'AIC è stato osservato che il modello migliore è quello che mantiene la stessa pendenza della retta di regressione, ma diversa intercetta per macrotipo fluviale (Figura 86). Tale modello, tuttavia, mostra un R^2 marginale, ovvero la varianza spiegata esclusivamente dagli effetti fissi del modello, pari a 0.172; mentre la maggior parte della varianza è spiegata dall' R^2 condizionale (R^2 conditional = 0.749), ovvero quello che tiene in considerazione sia la parte fissa sia la parte random del modello (Figura 86).

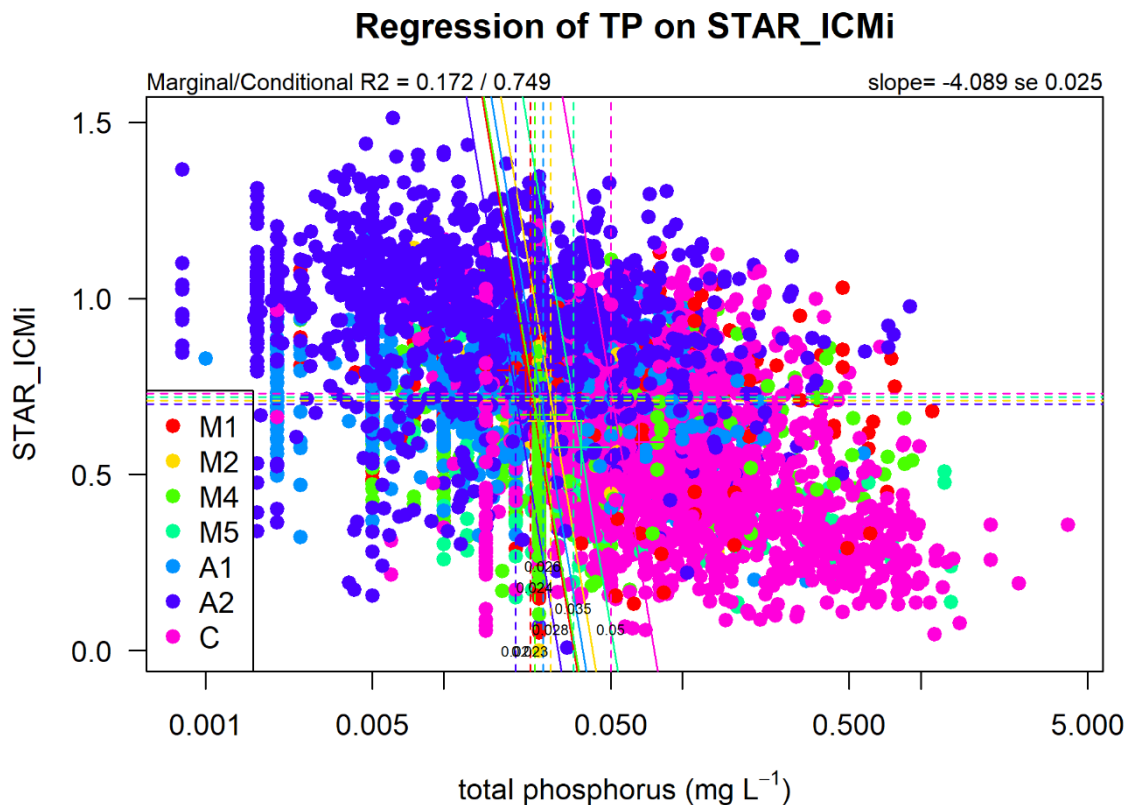


Figura 86 – Modello di regressione di TP rispetto a STAR_ICMi. Le linee continue di diverso colore identificano le rette di regressione per i diversi macrotipi (vedi legenda). Sempre con riferimento ai diversi macrotipi, le linee tratteggiate orizzontali indicano i valori usati per discriminare tra stato sufficiente e buono, mentre quelle verticali indicano il corrispondente valore soglia del fosforo totale (le linee verticali passano per l'intersezione tra le rette tratteggiate orizzontali e le rette di regressione, sono quindi la proiezione del valore soglia sull'asse x).

Sulla base dei risultati del modello di regressione è stato possibile, per ogni macrotipo fluviale, individuare un valore soglia nella concentrazione di fosforo totale che permette di discriminare tra la classe di qualità Buono e quella Sufficiente. Come si può osservare in Tabella 10, le soglie individuate variano da 0.02 mg l^{-1} per il macrotipo A2 a 0.035 mg l^{-1} per il macrotipo M5, ma per tutti i macrotipi fluviali risultano inferiori, e quindi più restrittive, rispetto all'attuale valore LIMeco relativo alla concentrazione totale di fosforo (0.100 mg l^{-1}). Da un confronto con la letteratura scientifica disponibile (Figura 87) si può osservare che i valori soglia individuati nel presente lavoro sono comparabili con quelli osservato in altri studi scientifici eseguiti con approcci e finalità simili. Ad esempio, in uno studio condotto su 129 siti di campionamento nello stato di New York, Smith et al. (2007) hanno stimato la soglia nella concentrazione di nutrienti corrispondenti al cambiamento nella classe di

qualità dell'indice di biomonitoraggio NBI e, per quanto concerne la concentrazione di fosforo totale, gli autori hanno individuato un valore soglia pari a 0.065 mg l⁻¹.

Tabella 10 - Soglia del fosforo totale e intervallo di confidenza stimati dal modello per ciascun macrotipo. Sono riportati per confronto la soglia II/III classe del LIMeco.

Valore soglia LIMeco attuale: 0.100 mg P l ⁻¹ (per tutti i macrotipi)			
Macrotipo fluviale	N	Valore soglia TP (mg l ⁻¹) Buono-Sufficiente	Intervallo di confidenza
A1	778	0.026	0.008 - 0.047
A2	2901	0.020	0.018 - 0.030
C	2143	0.050	0.026 - 0.123
M1	792	0.023	0.015 - 0.028
M2	80	0.028	0.021 - 0.044
M4	608	0.024	0.014 - 0.033
M5	350	0.035	0.017 - 0.070

Analogamente a quanto svolto nel presente studio, Chambers et al. (2012) e Canning et al. (2021) hanno eseguito un'analisi di regressione tra la concentrazione di nutrienti e una selezione di metriche di comunità o indici di monitoraggio calcolati sulla base della comunità macrobentonica al fine di individuare valori soglia per le concentrazioni di nutrienti. Nonostante le differenze dovute al tipo di metrica e a quali nutrienti sono stati considerati, per quanto riguarda il fosforo i valori ottenuti variano da 0.018 mg l⁻¹ a 0.063 mg l⁻¹ (Figura 87) e sono del tutto in linea con quelli riscontrati nel presente lavoro.

Smith et al. (2007) Stato di New York, 129 siti, periodo: 1993-2002 Analisi di regressione: indice NBI e concentrazione nutrienti	TP (mg/L) 0,065	NO3 (mg/L) 0,95
Chambers et al. (2012) Canada, circa 280 siti, periodo: 1995-2007 Analisi di regressione: valore soglia individuato come la concentrazione di nutrienti alla quale si osserva il più grande cambiamento nel valore della metrica	TP (mg/L) 0,021 (EPT richness) 0,024 (MFBI) 0,063 (Diptera+NonInsects)	TN (mg/L) 0,590 (EPT abundance) 2,080 (MFBI) 2,080 (Diptera+NonInsects) 2,830 (EPT richness)
Canning et al. (2021) Nuova Zelanda, circa 870 siti, periodo: 2012-2016 Stesso approccio usato in questo lavoro (Phillips et al. 2018)	DRP (mg/L) 0,028 (MCI) 0,018 (QMCI) 0,028 (ASPM)	DIN (mg/L) 1,070 (MCI) 0,670 (QMCI) 1,120 (ASPM)

Figura 87 – Confronto con alcuni lavori scientifici simili per approccio metodologico e finalità. Le concentrazioni riportate in figura rappresentano i valori soglia ricavati sulla base dell'analisi di regressione tra le concentrazioni di nutrienti e le metriche e/o gli indici di biomonitoraggio calcolati sulle comunità macrobentoniche campionate nei rispettivi studi (indicati all'interno delle parentesi).

Modello di regressione per l'azoto nitrico

A differenza del fosforo totale, per i nitrati l'analisi esplorativa ha evidenziato una relazione non lineare, ovvero un cambio nella pendenza della curva del modello GAM intorno al valore di 0.363 mg l^{-1} (Figura 88). Al fine di soddisfare il requisito, indispensabile per l'approccio statistico adottato, relativo alla linearità nella relazione tra l'indice STAR_ICMi e la concentrazione di nitrati è stata applicata una troncatura dei dati e l'analisi di regressione è stata condotta esclusivamente utilizzando la porzione di dati aventi valore di nitrati $>0.363 \text{ mg l}^{-1}$.

Sono stati quindi eseguiti tre modelli di regressione:

- il modello che raggruppa tutti i dati, senza distinzione tra macrotipi (AIC = -6209.198);
- il modello che considera tutti i dati ma fitta diverse rette per i diversi macrotipi, con diverse intercette, ma tutte caratterizzate dalla stessa pendenza (AIC = -6515.350);
- il modello che considera tutti i dati, fittando rette diverse per i diversi macrotipi sia in termini di intercetta, sia in termini di pendenza (AIC= -6490.078).

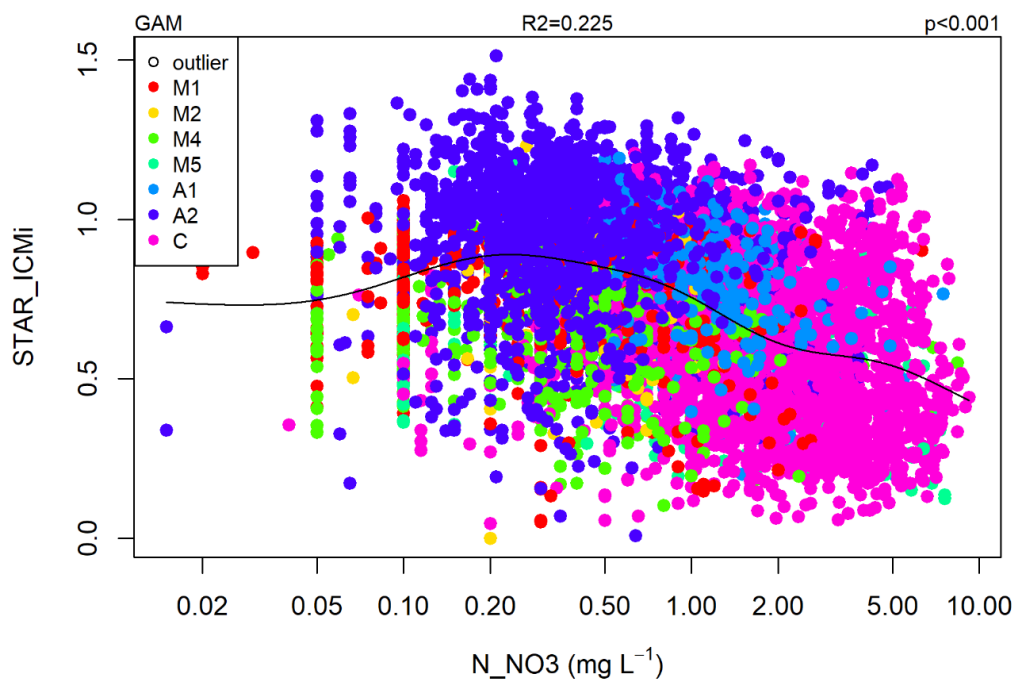


Figura 88 – Anali esplorativa per valutare la linearità nella relazione tra la concentrazione di nitrati e l'indice STAR_ICMi.

Sulla base dell'AIC è stato osservato che, anche per la concentrazione di nitrati, il modello migliore è quello che mantiene la stessa pendenza della retta di regressione, ma diversa intercetta per macrotipo fluviale (Figura 89). L' R^2 marginale, ovvero la varianza spiegata esclusivamente dagli effetti fissi del modello, è pari a 0.342; mentre la varianza è spiegata dall' R^2 condizionale, ovvero quella che tiene in considerazione sia la parte fissa sia la parte random del modello, è pari a 0.815 (Figura 89).

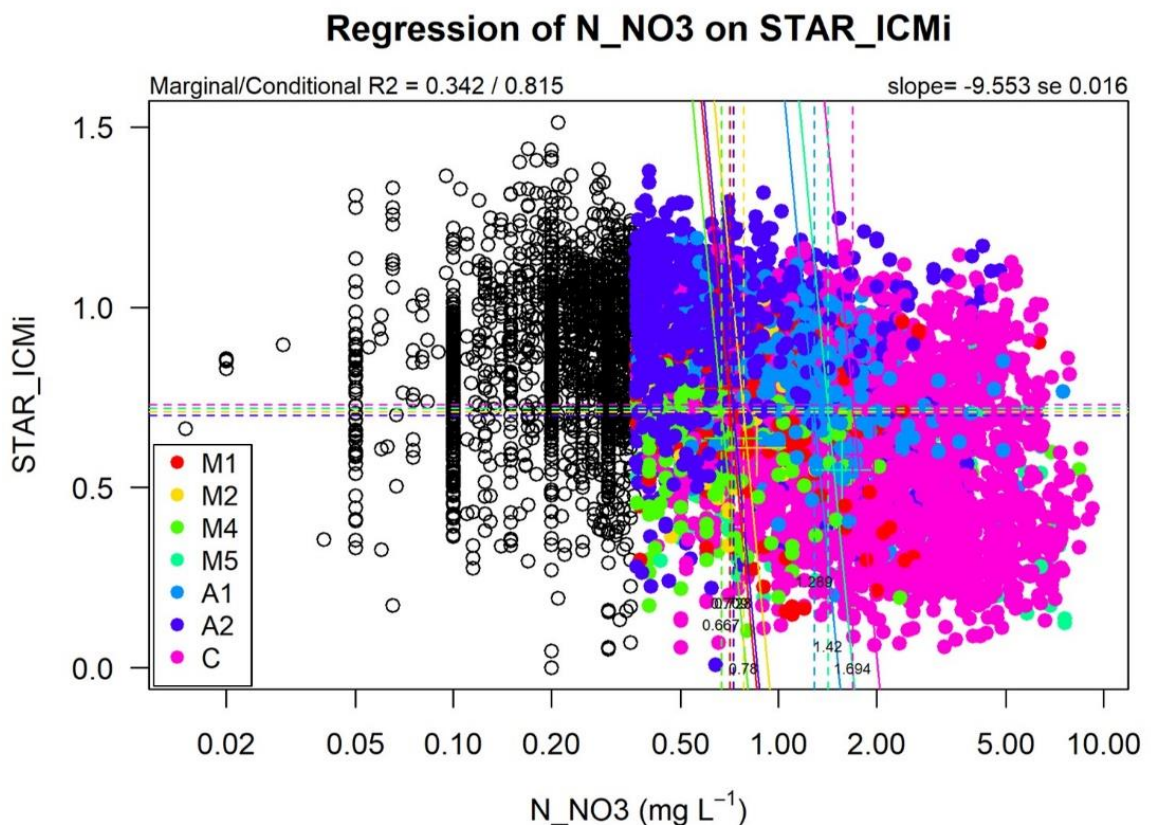


Figura 89 – Modello di regressione dell’azoto nitrico rispetto a STAR_ICMi. La regione colorata identifica i dati per i quali la relazione è lineare. Le linee continue di diverso colore identificano le rette di regressione per i diversi macrotipi (vedi legenda). Sempre con riferimento ai diversi macrotipi, le linee tratteggiate orizzontali indicano i valori usati per discriminare tra stato sufficiente e buono, mentre quelle verticali indicano il corrispondente valore soglia della concentrazione di nitrati (le linee verticali passano per l’intersezione tra le rette tratteggiate orizzontali e le rette di regressione, sono quindi la proiezione del valore soglia sull’asse x).

Sulla base dei risultati del modello di regressione è stato possibile, per ogni macrotipo fluviale, individuare un valore soglia nella concentrazione di nitrati che permette di discriminare tra la classe di qualità Buono e quella Sufficiente. Come si può osservare in Tabella 11, le soglie individuate variano da 0.709 mg l⁻¹ per il macrotipo M1 a 1.42 mg l⁻¹ per il macrotipo M5. Per i macrotipi fluviali A2, M1, M2 e M4 sono state individuate soglie

più restrittive rispetto al valore LIMeco attuale (1.200 mg l⁻¹); mentre per i macrotipi A1, C e M5 le soglie individuate sono simili o leggermente maggiori.

Anche per quanto riguarda i nitrati è stato possibile confrontare i valori soglia ottenuti nel presente lavoro con quelli relativi ad altri studi condotti con approcci e finalità simili (Figura 87). In generale, valori qui ottenuti sono leggermente inferiori a quelli osservati in altri studi, ma tali differenze possono essere attribuite al tipo di metrica e/o indice di biomonitoraggio e alla tipologia di nutrienti considerati.

Tabella 11 - Soglia dei nitrati e intervallo di confidenza stimati dal modello per ciascun macrotipo. Sono riportati per confronto la soglia II/III classe del LIMeco.

Valore soglia LIMeco attuale: 1.200 mg N l ⁻¹ (per tutti i macrotipi)			
Macrotipo fluviale	N	Valore soglia NO3 (mg l ⁻¹) Buono-Sufficiente	Intervallo di confidenza (mg l ⁻¹)
A1	777	1.289	0.914 - 1.690
A2	1876	0.728	0.490 - 0.892
C	2077	1.694	1.116 - 3.308
M1	361	0.709	0.469 - 0.930
M2	52	0.780	0.493 - 1.098
M4	336	0.667	0.474 - 0.960
M5	295	1.420	0.828 - 2.320

In aggiunta all'indice STAR_ICMi si è voluto testare la relazione tra la concentrazione di nutrienti e il rapporto tra l'abbondanza dei raschiatori (scrapers) ovvero i taxa raschiatori che si nutrono del periphyton e l'abbondanza dei taxa che dipendono dalla sostanza organica (total collectors comprendenti: shredders+filterers+collector-gatherers). Questi ultimi comprendono: i tagliuzzatori (shredders), ovvero quei taxa che si nutrono di sostanza organica grossolana (CPOM – Coarse Particulate Organic Matter), i filtratori (filterers) che si nutrono della sostanza organica fine (FPOM – Fine Particulate Organic Matter) trasportata in sospensione nella colonna d'acqua e dei raccoglitori (collector-gatherers) che si nutrono della FPOM che si deposita sul fondale del corso d'acqua (Cummins & Klug, 1979). Quest'ultima metrica è stata recentemente proposta in letteratura scientifica come metrica di tipo funzionale per descrivere la struttura trofica delle comunità (Cummins et al., 2005). Quando il rapporto è sbilanciato a favore degli scrapers allora ciò denota che la maggior parte dell'energia per la comunità deriva dall'attività dei produttori primari (situazione in cui prevale la catena del pascolo), al contrario, quando predomina la catena

del detrito e quindi la maggior parte dell'energia disponibile per la comunità deriva dalla sostanza organica, il rapporto assume valori più bassi perché sbilanciato favore del denominatore.

Per ciascun campione è stato calcolato tale rapporto e successivamente è stato log-trasformato per facilitare la relazione lineare con la concentrazione di nutrienti, anch'essi log-trasformati. Sono stati utilizzati modelli di regressione lineare ad effetto misto, nei quali il fattore sito di campionamento è stato incluso come fattore random al fine di tenere in considerazione la dipendenza dei dati.

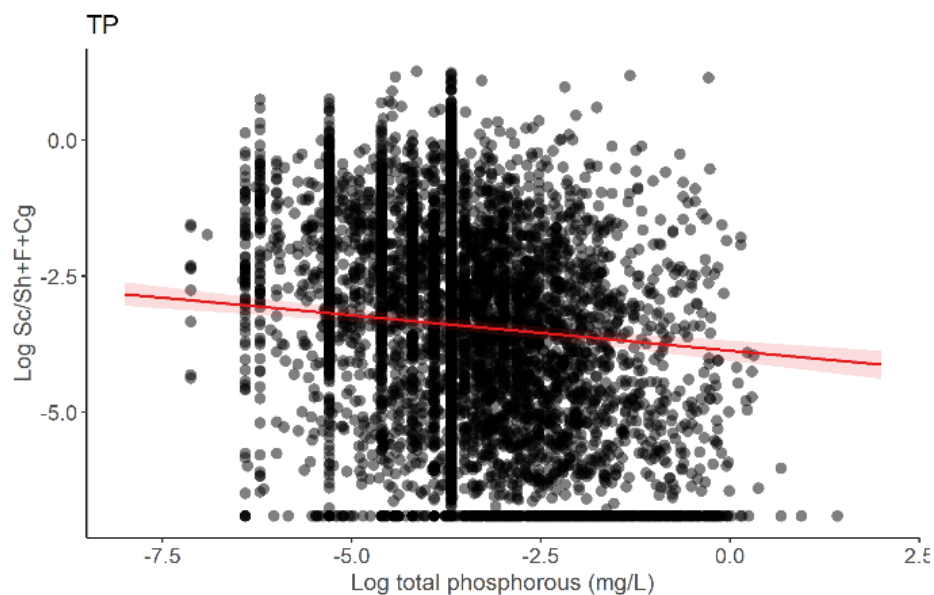


Figura 90 – Modello di regressione lineare tra il rapporto scrapers su total collectors e la concentrazione di fosforo totale. Entrambe le variabili sono state log-trasformate. La linea nera rappresenta la retta di regressione del modello, mentre l'area grigia rappresenta l'intervallo di confidenza al 95%.

La Figura 90 e la Figura 91 mostrano rispettivamente una relazione statisticamente significative e di tipo negativo tra il rapporto scrapers su total collectors e le concentrazioni di fosforo totale ($p < 0.001$; R^2 marginale = 0.006; R^2 condizionale = 0.597) e nitrati ($p < 0.001$; R^2 marginale = 0.032; R^2 condizionale = 0.598). In altre parole, il valore del rapporto decresce all'aumentare della concentrazione di nutrienti, indicando che le comunità macrobentoniche sono via via sempre più dominate da taxa che dipendono dalla sostanza organica.

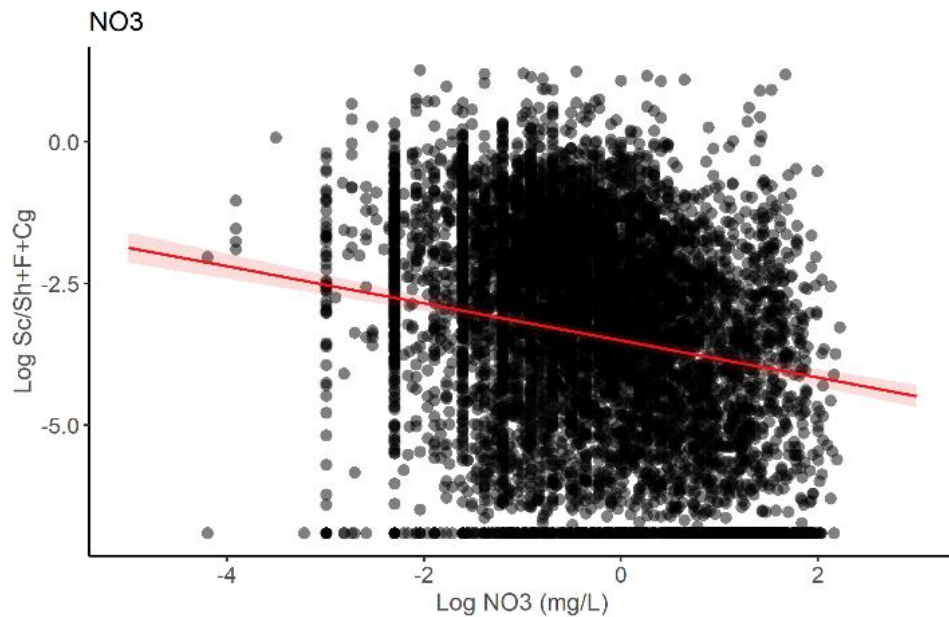


Figura 91 – Modello di regressione lineare tra il rapporto scrapers su total collectors e la concentrazione di nitrati. Entrambe le variabili sono state log-trasformate. La linea nera rappresenta la retta di regressione del modello, mentre l'area grigia rappresenta l'intervallo di confidenza al 95%.

Caratterizzazione della comunità di macroinvertebrati bentonici rispetto ai macrotipi e allo stato ecologico

In aggiunta all'analisi di regressione precedentemente illustrata, sono state eseguite delle analisi multivariate al fine di valutare differenze nella composizione tassonomica delle comunità macrobentoniche ed individuare taxa indicatori. In particolare, mediante le tecniche statistiche NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) e PERMANOVA sono state osservate differenze significative nella composizione tassonomica dei macroinvertebrati in relazione al macrotipo fluviale ($F_{6,9442}=129.46$; $p<0.001$), al giudizio di qualità ($F_{1,9442}=420.86$; $p<0.001$) e alla loro interazione ($F_{6,9442}=11.58$; $p<0.001$) (Figura 92). Inoltre, per mezzo dell'analisi statistica Indicator Species Analysis (ISA) è stato possibile individuare taxa indicatori per entrambe le due condizioni ecologiche. Come si può osservare in Tabella 12, sono stati identificati 58 taxa indicatori per la condizione Buono+, ossia taxa indicatori delle classi di qualità Buono e/o Elevato. Di questi, 40 taxa (68%) appartengono agli ordini EPT (Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri), i quali rappresentano la componente faunistica più sensibile al disturbo e all'inquinamento che possiamo trovare all'interno del macrobenthos fluviale. Invece, per quanto riguarda le condizioni alterate (NonBuono) sono stati individuati 32 taxa indicatori, dei quali solo un taxon, ovvero il genere *Cloeon*, appartiene agli ordini EPT.

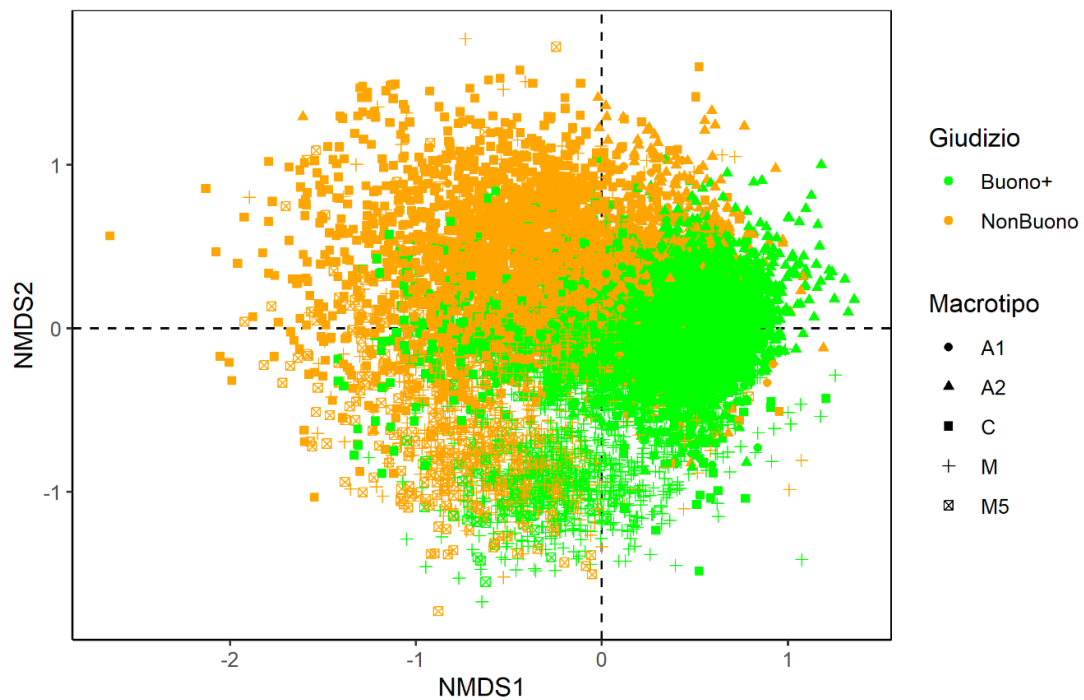


Figura 92 – NMDS ordination plot per le comunità di macroinvertebrati in relazione al macrotipo fluviale e alla classe di qualità. Per quest’ultima variabile le classi Buono ed Elevato sono state raggruppate nel giudizio “Buono+”, mentre le classi di qualità Sufficiente, Scarso e Cattivo sono state raggruppate nel giudizio “NonBuono”.

Tabella 12 - Taxa macrobentonici identificati dall’Indicator Species Analysis come indicatori delle condizioni ecologiche in relazione al giudizio di qualità: Buono+ (classi di qualità: Buono ed Elevato) e NonBuono (classi di qualità: Sufficiente, Scarso e Cattivo).

Giudizio di qualità	N. taxa indicatori	N. taxa EPT	Taxa indicatori
Buono+	58	40 (68%)	<i>Leuctra, Ecdyonurus, Rhithrogena, Limnephilidae, Athericidae, Epeorus, Protonemura, Isoperla, Hydraenidae, Nemoura, Philopotamidae, Empididae, Perla, Crenobia, Sericostomatidae, Habroleptoides, Blephariceridae, Odontoceridae, Amphinemura, Goeridae, Polycentropodidae, Perlodes, Ephemera, Chloroperla, Beraeidae, Psychodidae, Dinocras, Polycelis, Glossosomatidae, Habrophlebia, Gyrinidae, Pediciidae, Dictyogenus, Haplotaxidae, Rhabdiopteryx, Lepidostomatidae, Electrogena, Dixidae, Torleya, Brachycentridae, Siphonoperla, Sialidae, Paraleptophlebia, Choroterpes, Boyeria, Rhagionidae, Niphargidae, Oligoneuriella, Thaumaleidae, Siphonurus, Ephoron, Helodidae, Taeniopteryx, Crangonyctidae, Helicopsychidae, Besdolus, Isogenus, Oxygastra</i>
NonBuono	32	1 (3%)	<i>Tubificidae, Physidae, Asellidae, Erpodbella, Corbiculidae, Helobdella, Hydrobiidae, Bithyniidae, Platycnemis, Glossiphonia, Piscicola, Cloeon, Ischnura, Barbronia, Sphaeridae, Ostracoda, Coenagrion, Unionidae, Orthetrum, Notonectidae, Culicidae, Libellulidae, Palaemonidae, Acroloxidae, Lestidae, Batracobdella, Mysidae, Sympetrum, Chaoboridae, Haemopsis, Atyidae, Cambaridae</i>

Infine, mediante l'analisi multivariata Canonical Correspondence Analysis (CCA) (Figura 93) è stato possibile valutare variazioni nella composizione tassonomica delle comunità macrobentoniche in funzione delle seguenti variabili chimico-fisiche: temperatura dell'acqua (Temp), conducibilità elettrica (EC), pH, ossigeno percentuale (O2_SAT), BOD₅, la concentrazione di fosforo totale (Ptot) e quella di nitrati (N_NO3).

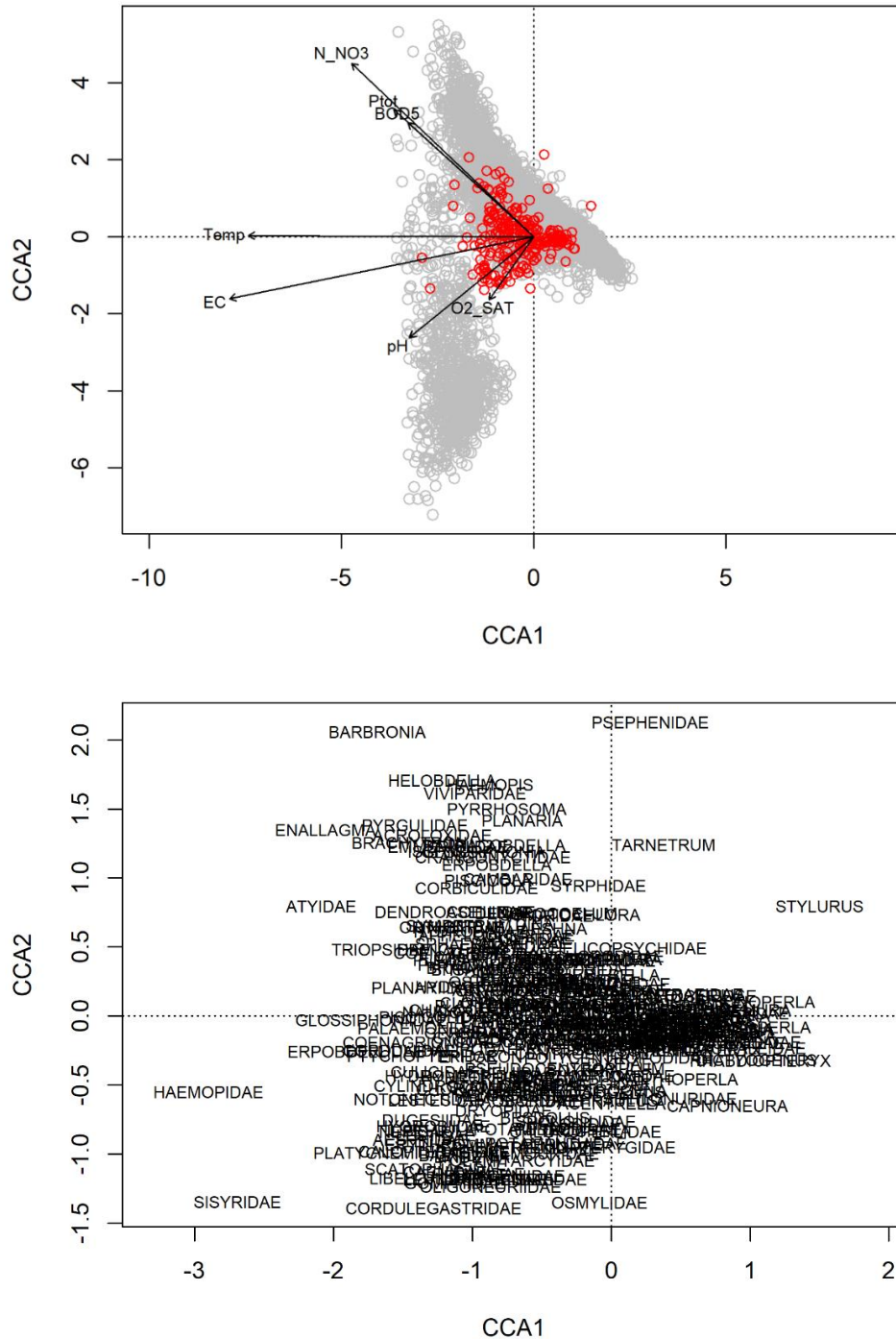


Figura 93 – Analisi CCA con evidenziazione dei fattori ambientali e dei taxa macrobentonici.

Per tutte le variabili precedentemente menzionate è stato registrato un effetto statisticamente significativo ($p < 0.001$) sulla composizione tassonomica. Tuttavia la varianza spiegata dalle sole variabili fisico-chimiche selezionate è pari al 4.4%, indicando quindi che altri fattori non considerati nella presente analisi contribuiscono alle differenze composizionali (Figura 93).

Considerazioni conclusive

L'analisi dei dati raccolti dalle Agenzie regionali sui due EQB considerati e sulla concentrazione dei nutrienti hanno permesso di delineare un quadro preciso sulle condizioni di questi indicatori nelle diverse tipologie fluviali comprese nel distretto, in particolare dal punto di vista della risposta degli indicatori biologici al grado di trofia delle acque. Riassumiamo qui gli aspetti salienti e le problematiche che emergono dall'analisi effettuata:

1. Il dataset chimico ottenuto selezionando i dati provvisti anche degli EQB evidenziano un'elevata frequenza di valori bassi di fosforo totale nei macrotipi alpini e nel macrotipo mediterraneo M1 (fiumi piccoli/molto piccoli). Queste concentrazioni corrispondono alla I classe del LIMeco (valori inferiori a $50 \mu\text{g l}^{-1}$). Negli altri macrotipi mediterranei e nel centrale è presente un numero consistente di dati in II classe LIMeco. Merita osservare che in tutti i macrotipi sono rappresentate tutte le classi, pertanto la distribuzione dei dati è idonea all'analisi di regressione tra il fosforo e gli EQB. Occorre però notare che il limite LIMeco di $50 \mu\text{g l}^{-1}$ comporta la presenza di molti valori espressi come "<50", che è un limite di rilevabilità a nostro giudizio troppo alto. Infatti, l'intervallo da 0 a 50 non è indifferente per gli indicatori biologici, come dimostrato dalla letteratura scientifica e dai risultati del modello di regressione. Si suggerisce pertanto di indicare ove possibile la concentrazione effettiva misurata, dal momento che il limite strumentale per questo parametro è generalmente inferiore a 50.

La concentrazione dell'azoto nitrico ha valori bassi (corrispondenti alla I classe LIMeco) nel macrotipo alpino siliceo (A2) e in M1 e M4 (mediterranei di montagna) e uno spostamento verso la II e III classe nell'alpino calcareo (A1), nel centrale (C) e nei

mediterranei temporanei (M5). La conducibilità elettrica presenta valori bassi nel macrotipo A2, caratterizzato da substrato siliceo, mentre i fiumi alpini calcarei hanno valori abbastanza sovrapponibili a quelli dei fiumi più impattati, appartenenti ai macrotipi centrale e i mediterranei. Di questi, quelli temporanei presentano valori anche prossimi a $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$.

2. Lo studio dell'associazione tra diatomee e nutrienti si è focalizzato sull'indice diatamico (ICMi) in quanto è quello adottato in Italia per la classificazione ecologica delle acque (Mancini & Sollazzo, 2009) e ha fornito risultati soddisfacenti nell'analisi di regressione rispetto ai nutrienti. Pertanto non è stato necessario testare altri indici europei.

Per l'EQB diatomee i valori sono soddisfacenti non solo nei macrotipi alpini, ma anche in quelli mediterranei. Per quanto riguarda i macrotipi mediterranei, è probabile che questo risultato sia legato al fatto che i valori di riferimento per il calcolo degli RQE non sono stati ancora aggiornati e appaiono poco conservativi, portando in molti casi ad una sovrastima dello stato ecologico, come confermato anche dai numerosi casi in cui l'ICMi risulta superiore a 1. Nel macrotipo Centrale lo stato buono si situa sopra il 75° percentile, il che significa che la maggior parte dei campioni di questo macrotipo non raggiunge l'obiettivo di qualità fissato dalla Direttiva Acque.

L'indice STAR_ICMi relativo ai macroinvertebrati ha evidenziato valori critici (inferiore al Buono) in circa il 75% dei fiumi del macrotipo centrale e mediterraneo temporaneo M5, e in circa la metà dei siti appartenenti ai macrotipi A1, M2 e M4. La situazione appare soddisfacente per A2 e M1, con percentuali pari rispettivamente a 86 e 73.

Il confronto tra i due EQB evidenzia quindi risultati simili per le zone di pianura maggiormente impattate, mentre per alcuni mediterranei e per l'alpino calcareo i macroinvertebrati forniscono un giudizio più severo, anche per i motivi riportati sopra sulla necessità di aggiornamento dei valori di riferimento per le diatomee.

3. Le soglie tra stato Buono/Non Buono stimate dai modelli di regressione di entrambi gli EQB, in linea con modelli simili sviluppati in altri paesi europei, sono sensibilmente inferiori a quella del LIMeco (pari a $100 \mu\text{g l}^{-1}$) per il fosforo totale. Esse, infatti, con alcune differenze tra i macrotipi, sono pari a circa la metà della soglia LIMeco, che appare quindi troppo elevata per poter garantire lo stato ecologico perlomeno "buono" nei corpi idrici.

4. Le analisi multivariate sulle comunità diatomiche hanno evidenziato che i campioni di qualità buona/elevata sono maggiormente dispersi e diversificati tra loro, a differenza di quelli di qualità peggiore le cui comunità appaiono molto più omogenee e con una β -diversità sicuramente inferiore. Anche l'appartenenza a un certo macrotipo sembra avere un effetto sul tipo di comunità diatomica. È interessante notare come anche in termini di guild ecologiche (gruppi funzionali) siti appartenenti a macrotipi diversi o di diverso stato ecologico mostrano differenze significative.

Il database finale ottenuto, costituito da 4086 campioni per 857 specie identificate, ha permesso un'analisi approfondita della composizione in specie, evidenziando le specie dominanti o caratterizzanti i diversi macrotipi fluviali, la distribuzione delle specie più sensibili e la recente comparsa di diatomee a carattere invasivo. Sui taxa di maggior interesse per la loro abbondanza, occorrenza, sensibilità, recente comparsa o di ecologia poco nota, abbiamo fatto un'analisi delle preferenze relative alle concentrazioni di fosforo totale e nitrati. I risultati di quest'analisi hanno consentito di "classificare" le specie in base ai loro optima e range di tolleranza per i nutrienti e potranno essere utilizzati per futuri approfondimenti, relativi all'individuazione di specie indicatrici del livello trofico dei fiumi. Per i macroinvertebrati, essendo il livello tassonomico a livello di famiglia e non di specie, si è optato per un modello di regressione tra la composizione in gruppi funzionali e le concentrazioni di nutrienti, che ancora una volta si sono dimostrati dei fattori esplicativi significativi.

5. Le sezioni non guadabili dei corpi idrici appartenenti al macrotipo C sono soggette ad un protocollo di campionamento diverso (tecnica dei substrati artificiali) e al calcolo dell'indice ISA. Per questo motivo la soglia individuata per il macrotipo C fa riferimento unicamente alle sezioni guadabili, mentre la sua applicazione per le sezioni non guadabili dei corpi idrici appartenenti a questo macrotipo andrebbe ulteriormente approfondita e verificata.

PROPOSTE PER UNA STIMA DEI CARICHI OBIETTIVO DI AZOTO E FOSFORO

Obiettivi

Sia la Direttiva Quadro Acque che la Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino richiedono il raggiungimento del buono stato ecologico dei corpi idrici costieri e delle acque marine. Tra gli obiettivi indicati vi è la riduzione al minimo dell'eutrofizzazione di origine umana e dei suoi effetti negativi, da perseguire attraverso la riduzione dei carichi fluviali di nutrienti, per favorire la progressiva diminuzione delle concentrazioni di azoto, fosforo e clorofilla fitoplanctonica nelle acque marine (ISPRA, <http://www.strategiamarina.isprambiente.it/descrittori>). Dal momento che il fiume Po costituisce il principale apporto fluviale nell'Adriatico settentrionale (Cozzi & Giani, 2011), è importante determinare quale potrebbe essere un carico medio annuale ammissibile (e uno massimo da non superare) di azoto e fosforo, in modo da raggiungere e mantenere per le acque marino-costiere uno stato ecologico buono. In questo capitolo, che risponde all'obiettivo specifico 7, vengono proposti due possibili metodi per stimare tale carico obiettivo.

Approccio metodologico

Soglie dell'indice LIMeco

Il principio di questo metodo si basa sulla considerazione che il raggiungimento dello stato ecologico buono, per le acque fluviali, si possa ottenere mantenendo le concentrazioni di azoto nitrico ($N-NO_3$) e ammoniacale ($N-NH_4$) e di fosforo totale (TP) vicino o al di sotto della soglia che separa la classe "buono" da quella "sufficiente" dell'indice LIMeco. Di conseguenza, se l'obiettivo di qualità dell'acqua viene raggiunto, tali concentrazioni, moltiplicate per la portata media annua del fiume alla chiusura di bacino, consentono di calcolare un carico annuale di nutrienti che può essere considerato un carico obiettivo.

Per tenere conto della variabilità naturale nelle portate, che influisce sempre sul calcolo dei carichi, il carico obiettivo dovrebbe essere stabilito per un periodo pluriennale, in modo da indicare un range di valori di carico, piuttosto che un singolo valore. Per il fiume Po questo metodo è stato applicato per la stazione di chiusura di bacino di Pontelagoscuro, considerando le portate medie osservate nel quadriennio 2016-2019 e confrontando i

carichi obiettivo stimati con quelli effettivamente transitati da Pontelagoscuro negli stessi anni e già riportati nel capitolo “Formazione e trasporto dei carichi in sezioni fluviali critiche” di questa relazione.

L'indice LIMeco prevede valori soglia per N-NO₃, N-NH₄ e TP, senza distinguere tra le tipologie fluviali. Gli studi condotti dall'Università di Torino su diatomee e macroinvertebrati, presentati nei capitoli precedenti di questa relazione, hanno messo in relazione la qualità ambientale, come indicata dagli indici di qualità biologici, con le concentrazioni di N-NO₃ e TP delle stazioni di campionamento raggruppate per macrotipo. La stazione di chiusura di Pontelagoscuro appartiene al macrotipo fluviale centrale, per il quale le analisi hanno individuato valori soglia simili al LIMeco per il nitrato, ma molto inferiori per il fosforo totale, per definire la classe di qualità “buona” (Tabella 13).

Tabella 13 – Valori soglia di concentrazione di azoto inorganico e fosforo totale utilizzati per il calcolo dei carichi obiettivo. Soglia LIMeco indica le concentrazioni che separano la classe di stato ecologico buono da quella sufficiente secondo l'indice LIMeco; Soglia diatomee e Soglia macroinvertebrati indicano, rispettivamente, i valori soglia ottenuti dagli studi sulla relazione tra qualità dell'acqua e comunità di diatomee e macroinvertebrati presentati nei relativi capitoli di questa relazione. Per la sola soglia LIMeco, azoto inorganico indica la somma di azoto nitrico (1.2 mg l⁻¹) e ammoniacale (0.06 mg l⁻¹), mentre le soglie diatomee e macroinvertebrati includono solo l'azoto nitrico.

	Soglia LIMeco	Soglia diatomee	Soglia macroinvertebrati
Fosforo totale (mg l ⁻¹)	0.1	0.058	0.05
Azoto inorganico (mg l ⁻¹)	1.26	1.388	1.694
N:P (molare)	28	53	75

Una considerazione particolare riguarda la soglia stimata per i macroinvertebrati. Tale soglia è stata considerata per la stima del carico obiettivo, nonostante la stazione di Pontelagoscuro sia del tipo non guadabile, quindi non inclusa nell'analisi statistica della relazione tra comunità di macroinvertebrati e nutrienti effettuata dall'Università di Torino (si veda il precedente capitolo per una spiegazione dettagliata), poiché gli studi su diatomee e macroinvertebrati hanno prodotto risultati ampiamente simili e comparabili. Tuttavia, i risultati relativi alla soglia dei macroinvertebrati devono essere interpretati con particolare cautela. Gli studi su diatomee e macroinvertebrati non considerano l'azoto ammoniacale, quindi tale nutriente è stato incluso solo per la soglia LIMeco.

Per il calcolo del carico obiettivo sono quindi state considerate tre soglie per il TP (LIMeco, soglia diatomee, soglia macroinvertebrati) e tre soglie per l'azoto inorganico (soglie N-NO₃ + N-NH₄ LIMeco, soglia N-NO₃ diatomee, soglia N-NO₃ macroinvertebrati). Tutti i valori soglia utilizzati sono riportati in Tabella 13. I carichi sono stati calcolati applicando le formule già riportate nel capitolo "Formazione e trasporto dei carichi in sezioni fluviali critiche" di questa relazione. Le portate medie annuali per il periodo 2016-2019 variano tra circa 850 e 1500 m³ s⁻¹ e sono rappresentative degli andamenti più recenti.

Indici ICEP

Un altro approccio per la stima di carichi obiettivo è quello basato sulla stechiometria dei carichi di azoto, fosforo e silicio messo a punto da Billen & Garnier (2007). Le misure adottate in passato per la riduzione dei carichi di nutrienti del Po si sono concentrate principalmente sul fosforo. Tali sforzi sono stati essenziali ed hanno ottenuto risultati significativi, ma il ritardo nella concomitante riduzione dei carichi di azoto ha avuto come conseguenza un estremo squilibrio dei rapporti stechiometrici tra N e P (Viaroli et al., 2018). Inoltre, la stechiometria dei carichi non può ignorare la silice, poiché il silicio è indispensabile per la crescita di comunità fitoplanctoniche dominate dalle diatomee, che sono alla base della rete alimentare pelagica, che sostiene la produttività dell'ambiente marino. L'indice ICEP - Indicator for Coastal Eutrophication Potential, ovvero indicatore del potenziale di eutrofizzazione costiera (Billen & Garnier, 2007; Garnier et al., 2010) si basa sulla considerazione che l'eutrofizzazione costiera sia dovuta non solo all'eccesso di nutrienti, ma a rapporti stechiometrici non bilanciati tra N, P e Si rispetto alle esigenze di crescita ottimali delle diatomee. L'indice ICEP, quindi, rappresenta la nuova produzione di biomassa fitoplanctonica di specie diverse dalle diatomee (specie che non utilizzano Si, come i dinoflagellati) che è potenzialmente sostenuta dai carichi fluviali di azoto o fosforo in eccesso rispetto a quelli di silicio. Il rapporto molare C:N:P:Si ottimale utilizzato nel calcolo dell'indice è 106:16:1:20 (Redfield et al., 1963; Conley et al., 1989). Per rendere possibile il confronto tra fiumi che drenano bacini di dimensioni diverse, l'indice ICEP è rapportato all'area del bacino ed è espresso in kg C km⁻² d⁻¹.

A seconda del nutriente considerato, vengono calcolati gli indici N-ICEP (1) e P-ICEP (2) per stimare, rispettivamente, l'eccesso di N e P rispetto a Si:

$$N - ICEP = \left[\frac{NFlx}{(14*16)} - \frac{SiFlx}{(28*20)} \right] * 106 * 12 \quad (1)$$

$$P - ICEP = \left[\frac{PFlx}{31} - \frac{SiFlx}{(28*20)} \right] * 106 * 12 \quad (2)$$

dove $NFlx$, $PFlx$ e $SiFlx$ sono, rispettivamente, i flussi specifici medi di azoto totale, fosforo totale e silice disciolta calcolati alla stazione di chiusura di un bacino, espressi in $\text{kg N km}^{-2}\text{d}^{-1}$, $\text{kg P km}^{-2}\text{d}^{-1}$, $\text{kg Si km}^{-2}\text{d}^{-1}$. Valori di ICEP vicini a zero indicano un sostanziale equilibrio tra i nutrienti. Valori negativi dell'indice ICEP indicano un eccesso di Si rispetto all'altro nutriente considerato e quindi il carico non implica significativi rischi di eutrofizzazione. Al contrario, valori positivi di ICEP indicano un eccesso di N o P rispetto a quanto necessario per la crescita delle diatomee, esponendo quindi l'ambiente acquatico ad un rischio di eutrofizzazione, per la potenziale insorgenza di fioriture di alghe non-silicee (Garnier et al., 2010).

Dal momento che valori di ICEP vicini a zero indicano un sostanziale equilibrio tra i nutrienti, è possibile utilizzare questo concetto, come suggerito anche da Garnier e coautori (2021), per stimare un carico obiettivo di azoto e fosforo totali in equilibrio stechiometrico con il carico di Si. Noto il carico di Si, uguagliando a zero il termine tra parentesi quadre dell'indice e risolvendo per $NFlx$ o $PFlx$, si ottiene che:

$$NFlx = 0.4 * SiFlx \quad (3)$$

$$PFlx = 0.055 * SiFlx \quad (4)$$

Dal momento che $NFlx$, $PFlx$ e $SiFlx$ sono espressi in $\text{kg km}^{-2}\text{d}^{-1}$, ma l'area del bacino è la stessa per tutti, le relazioni (3) e (4) sono valide anche per il carico calcolato in t anno^{-1} con i metodi già illustrati nel capitolo "Formazione e trasporto dei carichi in sezioni fluviali critiche" di questa relazione.

L'applicazione dell'indice ai dati del Po presenta alcuni aspetti critici. La concentrazione di silice reattiva disciolta è stata determinata a Pontelagoscuro dal 1992 al 2005 (con interruzione nel 2001, 2003 e 2004) e poi di nuovo a partire dal 2017, ma con un metodo diverso che determina la silice totale disciolta (che include quella reattiva più altre forme,

non necessariamente disponibili per il fitoplancton). Introducendo l'indice ICEP nel 2007, Billen e Garnier hanno proposto di utilizzare esclusivamente la silice reattiva disciolta: pur riconoscendo che altre forme di silice (per esempio quella biogenica particellata) potrebbero contribuire al carico totale utilizzabile dai produttori primari, ma esse non vengono quasi mai determinate nei programmi di monitoraggio. Per la stazione di Pontelagoscuro, quindi, non è possibile calcolare gli indici ICEP per il periodo 2016-2019 utilizzando i dati di ARPAE. Per gli anni 2015 e 2016 sono disponibili i dati di silice reattiva disciolta determinati a Pontelagoscuro dall'Università di Parma, nell'ambito di uno studio sui carichi di piena del Po. Gli indici ICEP sono quindi stati calcolati per 2015 e 2016 con tali dati. A titolo esclusivamente indicativo, le concentrazioni di silice totale disciolta determinate da ARPAE dal 2017 al 2019 sono state utilizzate per calcolare gli indici, sotto l'ipotesi che la silice reattiva disciolta rappresenti una frazione compresa tra il 50 ed il 75% di quella totale disciolta. Questa ipotesi si basa sull'osservazione che le concentrazioni determinate dopo il 2017 ($2.99 \pm 0.88 \text{ mg Si-SiO}_2 \text{ l}^{-1}$, $n=35$) sono mediamente doppie rispetto a quelle determinate fino al 2005 ($1.49 \pm 0.49 \text{ mg Si-SiO}_2 \text{ l}^{-1}$, $n=212$) e sulla considerazione che almeno parte della silice disciolta non reattiva potrebbe essere comunque disponibile per i produttori primari. Le concentrazioni così calcolate variano da 1.50 a 2.24 $\text{mg Si-SiO}_2 \text{ l}^{-1}$, in accordo con i valori di silice reattiva disciolta determinata su alcuni campioni raccolti a Pontelagoscuro dall'Università di Ferrara nel 2022 (0.98-2.22 $\text{mg Si-SiO}_2 \text{ l}^{-1}$).

Risultati

Soglie dell'indice LIMeco

I carichi obiettivo di fosforo totale e azoto inorganico stimati per il periodo 2016-2019 sono riportati in Figura 94, che mostra anche il carico annuale calcolato a Pontelagoscuro sulla base delle concentrazioni misurate da ARPAE e delle portate.

Il carico reale di TP è sempre maggiore del carico obiettivo stimato con qualsiasi soglia. La soglia LIMeco prevede un carico obiettivo compreso tra 2.7 e 4.8 $10^3 \text{ t TP anno}^{-1}$. Le soglie stimate sulla base degli indici di qualità di diatomee e macroinvertebrati sono simili tra loro e molto più basse di quella LIMeco, di conseguenza il carico obiettivo è inferiore e compreso tra 1.4 e 2.8 $10^3 \text{ t TP anno}^{-1}$.

Anche il carico reale di azoto inorganico, inteso come somma di azoto nitrico ed ammoniacale, è sempre maggiore del carico obiettivo stimato con ogni soglia. La soglia LIMeco prevede un carico obiettivo compreso tra 34 e 60 10^3 t N anno⁻¹. Al contrario di quanto si verifica con il TP, le soglie diatomee e macroinvertebrati, pur considerando il solo azoto nitrico, sono maggiori di quella LIMeco, per cui il carico obiettivo è compreso tra 38 e 81 10^3 t TP anno⁻¹.

La distanza tra il carico effettivo ed il carico obiettivo medio, stimato tenendo conto della media di tutte le soglie e della portata di ogni singolo anno, è mostrata in Figura 95. La distanza è particolarmente ampia per l'azoto, nonostante le soglie utilizzate siano anche più permissive della sola soglia LIMeco. Ciò significa che il carico di azoto inorganico è attualmente ancora largamente in eccesso rispetto agli obiettivi di qualità ecologica stabiliti.

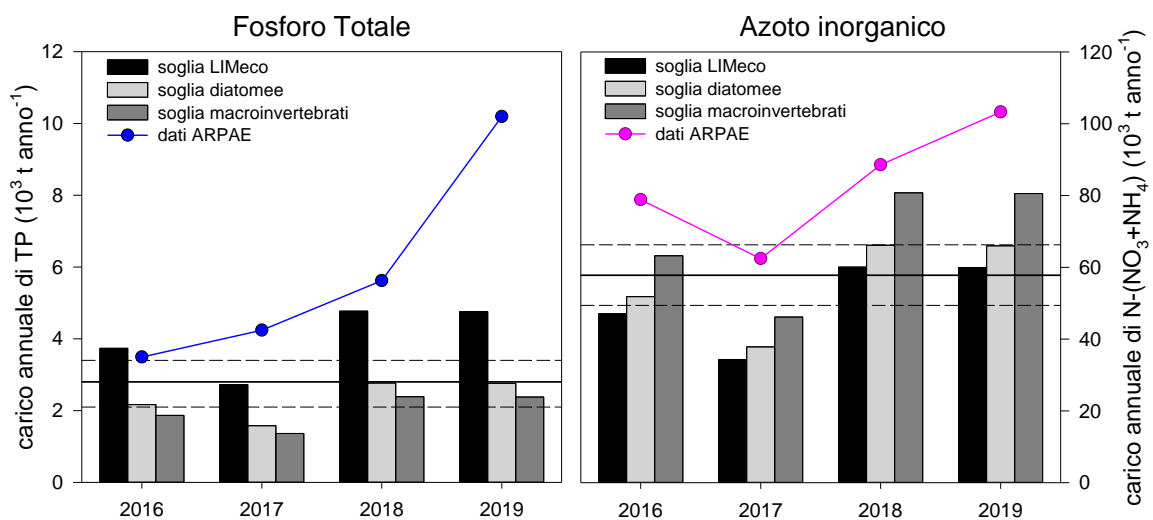


Figura 94 – Carichi obiettivo di fosforo totale e azoto inorganico stimati con il metodo delle soglie LIMeco, diatomee e macroinvertebrati dal 2016 al 2019. Per l'azoto inorganico, la soglia LIMeco considera la somma di azoto nitrico e ammoniacale, mentre le soglie diatomee e macroinvertebrati considerano solo il nitrato (spiegazione nel testo). Le barre verticali mostrano il carico obiettivo calcolato separatamente per tipo di soglia e anno, mentre le linee nere orizzontali rappresentano il carico medio (linea continua) e i limiti superiore e inferiore dell'intervallo di confidenza al 95% (linee tratteggiate) calcolato considerando tutte le soglie e gli anni (n=12). Per confronto sono anche riportati i valori di carico effettivo calcolati con le concentrazioni misurate da ARPAE a Pontelagoscuro.

Una certa variabilità nei carichi di nutrienti da un anno all'altro è naturalmente attesa, poiché i carichi dipendono non solo dalle concentrazioni nelle acque fluviali, ma anche dalle portate, indipendentemente dal raggiungimento dello stato ecologico "buono". Tuttavia,

basse portate non necessariamente assicurano il raggiungimento dei carichi obiettivo. La Figura 95 riporta anche le portate medie per i quattro anni considerati. Si può notare come, per l'azoto inorganico, nel 2016 e 2017 lo scarto tra carico osservato e carico obiettivo sia molto simile e superiore alle $20 \times 10^3 \text{ t N anno}^{-1}$, pur se in presenza di portate molto diverse. La bassa portata media del 2017, infatti, non è bastata ad avvicinare il carico reale a quello obiettivo, a causa della concentrazione media di azoto nitrico che è la più alta del quadriennio e molto lontana da quella indicata dalle soglie (2.3 mg N l^{-1}).

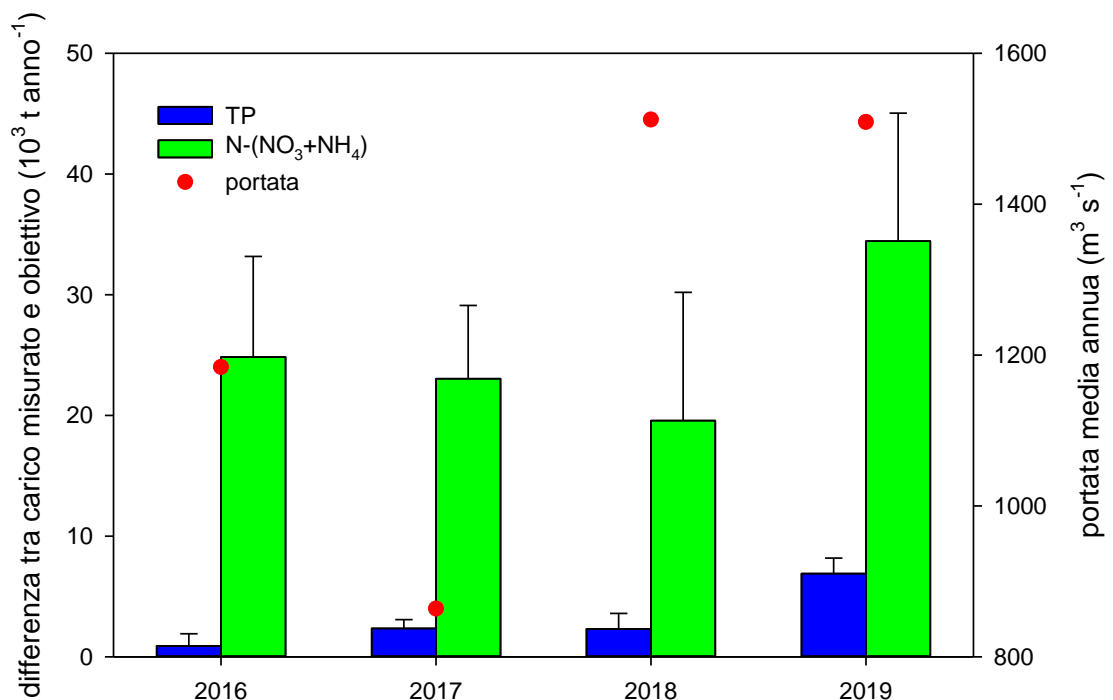


Figura 95 – Differenze medie e relative deviazioni standard ($n=3$) tra i carichi di fosforo totale e azoto inorganico misurati a Pontelagoscuro e i corrispondenti carichi obiettivo stimati con il metodo delle soglie LIMeco, diatomee e macroinvertebrati dal 2016 al 2019. Per l'azoto inorganico, la soglia LIMeco considera la somma di azoto nitrico e ammoniacale, mentre le soglie diatomee e macroinvertebrati considerano solo il nitrato (spiegazione nel testo). Vengono anche riportati i valori di portata media annua misurati a Pontelagoscuro nello stesso periodo.

Nel 2017 il carico obiettivo potrebbe considerarsi raggiunto solo confrontandolo con un obiettivo stimato su base quadriennale e tenendo conto di tutte e tre le soglie, come mostrato dalla linea rosa che ricade all'interno dell'intervallo di confidenza del carico obiettivo in Figura 94. Tale risultato, però, si basa sull'inclusione della soglia per i macroinvertebrati, che, come spiegato in precedenza, è da valutare con cautela.

Il carico obiettivo stimato con il metodo delle soglie LIMeco non considera l'azoto totale, per il quale non vengono indicate soglie di concentrazione. A Pontelagoscuro il nitrato è approssimativamente l'80% del TN, quindi, come prima approssimazione, per ottenere un carico obiettivo di TN bisogna aumentare del 25% circa i carichi obiettivo di azoto calcolati. Il carico di azoto totale viene invece considerato negli indici ICEP.

Indici ICEP

I valori di carico obiettivo calcolati a partire dagli indici ICEP, e quindi sulla base del carico di silice reattiva disciolta (DRSi), sono riportati in Figura 96. Nel valutare questi risultati, occorre sempre tenere presente che le concentrazioni di DRSi sono state effettivamente determinate solo nel 2015 e 2016, mentre per gli anni 2017-2019 le concentrazioni di DRSi sono state stimate come 50 e 75% del carico di silice totale disciolta.

I carichi obiettivo di TP variano da 2.2 a 6.6 10^3 t anno⁻¹. Dato che questi valori sono leggermente più alti di quelli stimati con il metodo delle soglie, i carichi effettivi misurati a Pontelagoscuro rientrano nell'intervallo di confidenza nel 2016 e 2017, mentre il carico del 2019 è largamente al di sopra del valore di carico obiettivo.

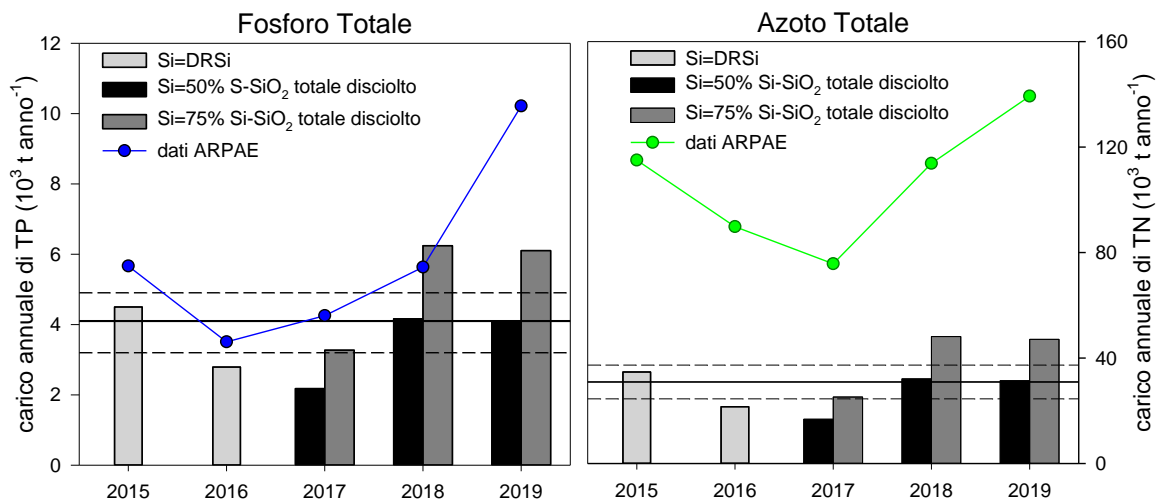


Figura 96 – Carichi obiettivo di TP e TN stimati con il metodo degli indici ICEP a partire dai dati di silicio. Per il 2015 e 2016 sono stati utilizzati i carichi di silice reattiva disciolta determinati dall'Università di Parma (barre grigio chiaro), mentre per gli altri anni sono state utilizzate diverse percentuali dei valori di silice totale disciolta determinati da ARPAE (spiegazione nel testo). Le linee nere orizzontali rappresentano il carico obiettivo medio (linea continua) e i limiti superiore e inferiore dell'intervallo di confidenza al 95% (linee tratteggiate) calcolato considerando tutti gli anni (n=8). Per confronto sono anche riportati i valori di carico effettivo calcolati con le concentrazioni misurate da ARPAE a Pontelagoscuro

I carichi obiettivo di TN stimati con questo metodo sono molto bassi (da 16 a 45 10^3 t anno⁻¹), quindi nessuno dei carichi misurati a Pontelagoscuro rientra nell'intervallo di confidenza stimato per il periodo 2016-2019. Valori così bassi sono spiegati dal rapporto stechiometrico tra TN e TP utilizzato dal metodo (16:1), che è circa la metà di quello previsto dalle soglie LIMeco (28:1) e 3-5 volte inferiore se si considerano le soglie indicate per diatomee e macroinvertebrati (più basse per il TP e più alte per l'azoto inorganico rispetto a quelle del LIMeco, Tabella 13).

I carichi obiettivo stimati con tutti i metodi e le condizioni utilizzate sono riassunti in Tabella 14. Un carico obiettivo di qualsiasi sostanza, immessa in un corpo idrico recettore, dovrebbe tenere conto non solo della qualità fluviale, ma anche delle caratteristiche del corpo recettore stesso, nonché delle condizioni chimiche ed ecologiche ottimali che si ritiene debbano essere raggiunte e mantenute. Né il metodo delle soglie LIMeco, né gli indici ICEP per la stima del carico obiettivo considerano le caratteristiche del corpo idrico recettore.

Tabella 14 – Tabella riassuntiva dei valori medi di carico obiettivo, e relativi intervalli di confidenza al 95%, stimati con i diversi metodi presentati. I carichi stimati con il metodo delle soglie si riferiscono al periodo 2016-2019, mentre quelli stimati con gli indici ICEP si riferiscono al periodo 2015-2019.

Metodo	TP (10^3 t anno ⁻¹)		N inorganico (10^3 t anno ⁻¹)		TN (10^3 t anno ⁻¹)	
	media	intervallo	media	intervallo	media	intervallo
soglia LIMeco (n = 4)	4.0	3.0–5.0	50	38–62	-	-
soglia diatomee (n = 4)	2.3	1.8-2.9	56	42-69		
soglia macroinvertebrati (n = 4)	2.0	1.5-2.5	68	52-84	-	-
indici ICEP (n = 8)	4.1	3.2–4.9	-	-	29	23–35

Per quanto riguarda il LIMeco, l'assunzione principale è che le valutazioni di tipo ecologico siano già state incluse nella scelta dei valori soglia delle categorie del LIMeco: i valori potrebbero essere rivisti alla luce di studi successivi, come quelli presentati in questa relazione per diatomee e macroinvertebrati, ma una volta stabilite delle concentrazioni limite da rispettare per ottenere lo stato ecologico buono, il carico annuale diventa una

conseguenza di tali concentrazioni e delle portate. Questo metodo di stima del carico obiettivo, quindi, fa della buona qualità ecologica fluviale una guida anche per ottenere una buona qualità dell'ambiente marino, limitatamente a quanto concerne il rischio di eutrofizzazione.

Nella formulazione utilizzata in questa relazione, l'indice ICEP non considera le specifiche caratteristiche delle acque costiere in cui sfocia il fiume, ma rappresenta semplicemente il potenziale effetto eutrofizzante del carico fluviale. Recentemente, l'indice ICEP è stato ulteriormente sviluppato per tenere in considerazione anche caratteristiche fisiche e idrodinamiche del bacino recettore, quali volume totale e tempo di ricambio delle acque. La combinazione di tali parametri con l'indice ICEP ha dato origine all'indice B_ICEP (bay-integrated ICEP), che è espresso in mg C l^{-1} e rappresenta la massima concentrazione di alghe non-silicee che può svilupparsi, in uno specifico corpo idrico recettore marino, in base all'eccesso di N e P rispetto a Si del carico fluviale (Garnier et al., 2021). In particolare, B_N-ICEP (calcolato usando N-ICEP) e B_P-ICEP (calcolato usando P-ICEP) indicano rispettivamente l'effetto atteso quando c'è un difetto di silice rispetto ad azoto e fosforo.

L'indice ICEP ha subito nel tempo alcune trasformazioni, tra la sua prima introduzione nella letteratura scientifica, da parte di Billen a Garnier nel 2007, e gli articoli più recenti, in particolare Romero et al (2013) e Garnier et al (2021). Billen e Garnier (2007) proponevano inizialmente di utilizzare per il calcolo dell'indice ICEP il carico di silice reattiva disciolta; inoltre suggerivano di considerare, tra N-ICEP e P-ICEP, soltanto il minore dei due, cioè quello relativo all'elemento più limitante dopo il silicio. Garnier et al (2010) e Romero et al (2013) hanno evidenziato in seguito l'importanza di considerare entrambi gli indici. Infatti, nonostante il fosforo sia spesso il nutriente più limitante, anche in questi casi non è prudente trascurare il carico di azoto, poiché il riciclo del fosforo è mediamente più veloce negli ambienti acquatici, grazie anche alla capacità di adattamento del fitoplancton a condizioni di scarsa disponibilità di fosforo tramite l'attivazione delle fosfatasi algali, enzimi in grado di utilizzare molecole più complesse di fosforo. Garnier et al (2021), nell'articolo in cui introducono l'indice B-ICEP, utilizzano non più il carico di silicati reattivi, ma quello di silice totale, che potrebbe includere altre forme di silicio comunque utilizzabili dal fitoplancton.

Anche se l'indice ICEP non ha probabilmente raggiunto la sua forma consolidata, con regole di calcolo e utilizzo definitive, gli indici ICEP e, più recentemente, B_ICEP, sono ampiamente utilizzati in ambito europeo, e gli autori ne suggeriscono l'impiego proprio per il calcolo, in modo semplice, di carichi obiettivo (Garnier et al., 2021). Dal momento, però, che essenzialmente si basano sulla stima del carico di silicio, è necessario che questo nutriente venga sempre incluso nei piani di monitoraggio delle acque fluviali e determinato anche nella forma reattiva disciolta.

PROPOSTA DI UN PIANO DI ATTIVITÀ PER IL MONITORAGGIO QUANTITATIVO DEI CARICHI E LA VALUTAZIONE DELLO STATO ECOLOGICO DEI SISTEMI FLUVIALI

I risultati di questo studio hanno evidenziato che la maggior parte dei bacini idrografici nel distretto del fiume Po è caratterizzata da elevate pressioni antropiche distribuite in modo eterogeneo sul territorio. Queste pressioni contribuiscono alla genesi dei carichi di nutrienti veicolati dal Po e dai torrenti che sfociano direttamente in Adriatico e causano eutrofizzazione dei corpi idrici recettori, evidenziata dai cambiamenti nella struttura delle comunità biologiche. Rimangono ancora non chiariti tuttavia alcuni aspetti legati alla relazione tra carichi generati, qualità chimica e biologica delle acque e carichi esportati, non solo in termini assoluti, ma anche con riferimento alla variazione stagionale e alla composizione del carico, aspetti che sono centrali per la pianificazione e la verifica dell'efficacia delle azioni intraprese. Questa relazione è infatti complessa in quanto influenzata dalle dinamiche idrologiche, dalle alterazioni geo-morfologiche e dal funzionamento del reticolo artificiale che modulano il trasporto di nutrienti nei territori di pianura e quindi possono influenzare lo stato ecologico dei corpi idrici recettori. Come evidenziato in questo studio, la distribuzione spaziale dei carichi veicolati risente sia dell'entità e della tipologia delle pressioni che delle caratteristiche idrologiche dei bacini. Al variare delle condizioni idrologiche, tuttavia, non varia solo il carico totale, ma si modifica la sua speciazione chimica e il rapporto tra forme labili e refrattarie. A questo riguardo, ad esempio, le indagini condotte nel biennio 2014-15, concentrate nei fiumi che drenano nel tratto centrale del fiume Po, hanno evidenziato una forte diversità spaziale e temporale delle concentrazioni di materiale solido in sospensione e del rapporto tra le forme disciolte e quelle particellate, soprattutto nei sistemi caratterizzati da elevata variabilità idrologica. Tali differenze si possono riflettere in un diverso impatto ambientale sui corpi idrici recettori e hanno inoltre notevoli implicazioni per la stima del carico transitato nelle stazioni di chiusura, sia in termini di ammontare complessivo che di biodisponibilità e distribuzione stagionale.

A questo riguardo la ricerca ha evidenziato alcune criticità che derivano dalle finalità con cui sono state disegnate e progettate le attività di campionamento e dall'effettiva rappresentatività del territorio incluso entro i confini dei sottobacini idrografici. Nello specifico, pur rispettando le finalità per cui sono definiti, non sempre i monitoraggi

istituzionali intercettano eventuali variazioni di concentrazione legate alla variabilità idrologica. In aggiunta, i profili analitici applicati considerano solo alcuni elementi nutritivi, con limiti di rilevazione spesso elevati e disomogenei. Contrariamente, la letteratura internazionale sta affermando la necessità di un approccio multielemento che includa oltre alle concentrazioni assolute di azoto e fosforo anche la loro disponibilità relativa in relazione a quella del silicio. Il disegno di campionamento attualmente in uso presenta quindi potenziali ripercussioni negative da un lato sulla corretta stima del carico, soprattutto nei sistemi caratterizzati da forte variabilità idrologica, e dall'altro sull'analisi delle relazioni tra fattori causali e risposta del sistema. L'analisi di queste relazioni, che è un elemento centrale nella definizione delle strategie gestionali da attuare e delle azioni da intraprendere, è resa problematica anche dalla eterogeneità nella distribuzione delle pressioni all'interno dei sottobacini. Si propone quindi di identificare unità territoriali più omogenee dal punto di vista della distribuzione dei determinanti e delle caratteristiche idro-geologiche su cui sia possibile quantificare i carichi con un approccio del bilancio di massa. A tale proposito e allo scopo di evitare una eccessiva parcellizzazione del territorio, che introdurrebbe errori nel calcolo delle pressioni, sulla base della distribuzione dell'uso del suolo e della qualità delle acque, si suggerisce una suddivisione dei sottobacini almeno in un ambito montano e uno di pianura.

Inoltre, è importante sottolineare che quando si considera il cambiamento climatico se ne evidenziano sempre gli effetti sulla 'quantità' di acqua, mentre gli impatti sulla 'qualità' della stessa e degli ecosistemi acquatici vengono spesso trascurati. Negli ultimi anni, l'estremizzazione delle precipitazioni e l'incremento dei prelievi idrici hanno provocato una generale diminuzione delle portate fluviali, mentre il carico relativo all'immissione di acque reflue o di scolo è rimasto costante. Comprendere le ripercussioni di questo fenomeno sulla concentrazione di nutrienti, oltre che sulla struttura delle comunità biologiche e sul funzionamento fluviale costituisce un obiettivo essenziale e irrinunciabile di qualsiasi strategia di gestione sostenibile delle acque interne. Parallelamente, l'alterazione del ciclo idrologico in scenari di cambiamento climatico è in grado di impattare in modo significativo sui processi di formazione, trasporto e metabolizzazione dei carichi di nutrienti e sulle tempistiche con cui vengono convogliati a mare. Questi aspetti, poco considerati nella pianificazione generale e di settore, emergono drammaticamente in seguito ad eventi estremi, come le prolungate siccità o le intense precipitazioni, durante i quali si palesano in

tutta la loro gravità non solo i problemi di disponibilità e qualità della risorsa idrica, ma anche la perdita sottovalutata di componenti degli ecosistemi acquatici e della biodiversità ad essi associata.

Infine, per caratterizzare la qualità ecologica dei fiumi sono utilizzate tradizionalmente metriche legate alla struttura delle comunità biotiche e delle componenti abiotiche, mentre è ancora poco sviluppato l'approccio funzionale. I recenti sviluppi della ricerca scientifica hanno però evidenziato la necessità di coniugare l'uso di metriche di tipo strutturale, come ad esempio quelle utilizzate nella definizione dello stato ecologico, con misure di processi ecologici. Questi processi descrivono il funzionamento del sistema che è una parte integrante dello stato ecologico dell'ecosistema. La Direttiva Quadro Acque, ad esempio, definisce lo stato ecologico come "un'espressione della qualità della struttura e del funzionamento degli ecosistemi acquatici associati alle acque superficiali". A questo riguardo si suggerisce l'adozione di metriche basate sul metabolismo degli ambienti acquatici (produzione primaria e respirazione, decomposizione) che è strettamente legato alla quantità di sostanza organica ed alla disponibilità dei nutrienti e fornisce quindi informazioni complete sullo stato di salute dell'ecosistema. La quantificazione del metabolismo e delle sue variazioni, spaziali e temporali, è quindi uno strumento completo, sintetico e relativamente pratico per valutare la risposta degli ambienti acquatici alle pressioni antropiche.

Complessivamente, i risultati di questa ricerca hanno evidenziato che il livello di conoscenza del distretto del Po, per quanto estremamente ricco di informazioni, non sempre è sufficiente per comprendere le complesse relazioni causa-effetto tra fattori di pressione e gli impatti, relazioni che rappresentano un elemento centrale nell'implementazione della DQA. A questo riguardo appare prioritario:

- a) promuovere un approccio quantitativo e funzionale all'analisi dei corpi idrici e dei loro bacini idrografici, ad integrazione dell'approccio basato su criteri prevalentemente qualitativi;
- b) definire un protocollo di monitoraggio omogeneo e costante nel tempo per garantire la raccolta, su un numero selezionato di stazioni, delle informazioni di base necessarie per descrivere le tendenze evolutive, individuare le cause di un eventuale peggioramento, individuare possibili strategie di miglioramento e applicare i rimedi;

c) costituire un database costantemente aggiornato contenente i dati derivanti dai monitoraggi istituzionali e i metadati necessari per individuare e caratterizzare le stazioni di campionamento e le pressioni che insistono sul territorio sotteso a tali stazioni.

I criteri fino a qui enunciati e i relativi obiettivi temporali hanno trovato applicazione nella proposta di costituzione della Rete Ambientale Strategica del distretto idrografico del fiume Po (RASPO), promossa da AdBPo con la partecipazione delle Regioni del distretto e delle Agenzie Regionali e che si colloca nel contesto culturale degli studi ecologici di lungo termine (LTER – Long Term Ecological Research) attualmente proposti dalle principali società scientifiche internazionali. Per raggiungere questi obiettivi sono state identificate come strategiche le seguenti azioni:

- verificare ed eventualmente ridefinire dove necessario i confini dei sottobacini idrografici in modo che le stazioni di misura delle portate e delle concentrazioni siano rappresentative del territorio drenato; a questo riguardo si ritiene fondamentale la creazione di un repository unico contenente le informazioni geografiche, idrologiche etc. condivise tra gli enti di gestione (es. Autorità di Bacino Distrettuale, Regioni, consorzi di bonifica);
- intensificare la frequenza di campionamento includendo almeno un prelievo in corrispondenza di portate di piena e di magra estrema;
- introdurre stazioni di misura della portata, ove assenti, nelle sezioni di chiusura dei principali sottobacini e almeno in un punto intermedio lungo l'asta fluviale. La presenza di stazioni quantitative di misura della portata permetterebbe di quantificare il contributo di differenti usi del suolo all'interno dei singoli sottobacini. Nei sottobacini con tributari significativi (come ad esempio Oglio, Adda, Tanaro) si potrebbe inserire una stazione in chiusura del tributario, mentre in sottobacini caratterizzati da una porzione montana e una di pianura (esempio il Taro o il Secchia) si potrebbe inserire una stazione intermedia a chiusura del sottobacino montano;
- coinvolgere i consorzi di bonifica in quanto strategici per mettere a sistema tutte le informazioni disponibili riguardo la struttura e il funzionamento del sistema idrografico nel suo complesso. Nonostante il reticolo artificiale, nei territori di pianura, abbia un'estensione di gran lunga superiore a quella del reticolo naturale

- e svolga un ruolo rilevante nel trasporto/ritenzione dei carichi generati, i bacini idrografici così come sono attualmente definiti non tengono in considerazione la presenza di punti di presa/sollevarmento e gli scoli/impianti idrovori che individuano sottounità in cui le acque non si muovono secondo pendenza;
- definire protocolli condivisi e omogenei di modalità di campionamento, parametri misurati, metodi analitici e limiti di quantificazione. A questo riguardo si suggerisce di omogeneizzare e abbassare i limiti di rilevazione di azoto e fosforo che al momento appaiono alti e con differenze, anche significative, tra le diverse regioni. Sarebbe opportuno renderli omogenei fissando le soglie per tutti i laboratori a $5 \mu\text{g P L}^{-1}$ per il fosforo reattivo solubile e totale, a $20 \mu\text{g N L}^{-1}$ per l'azoto ammoniacale e a $50 \mu\text{g N L}^{-1}$ per l'azoto nitrico. Il programma di monitoraggio attivato dalle Agenzie Regionali dovrebbe inoltre essere irrobustito includendo alcune misure di rapida effettuazione quali la silice reattiva disciolta e la clorofilla-a fitoplanctonica (quest'ultima almeno nei tratti potamali);
 - valutare tecnicamente l'applicazione di alcuni degli indici biologici e chimici ora in uso e risultati non pienamente informativi delle particolari condizioni del bacino del fiume Po; per i macrotipi mediterranei ad esempio è auspicabile una revisione dei valori di riferimento dell'indice ICMi, come avvenuto per altri macrotipi, perché attualmente tendono a sovrastimare lo stato ecologico;
 - definire modelli di calcolo omogenei e standardizzati per la quantificazione dei carichi di nutrienti e degli indicatori di qualità ecologica fondamentali;
 - armonizzare la modalità di compilazione e trasferimento all'Autorità di Bacino Distrettuale dei risultati dei monitoraggi allo scopo di costituire una base dati omogenea, costantemente aggiornata e facilmente interrogabile.

Sulla base dei risultati ottenuti in questa ricerca sono state quindi identificate due attività specifiche da sviluppare sull'asta principale del fiume Po e su affluenti ritenuti rappresentativi di condizioni idro-morfologiche e di uso del suolo/pressioni antropiche nei rispettivi bacini idrografici.

Attività 1: Costituzione di un sito di ricerche ecologiche di lungo termine nel bacino del fiume Po

Questa attività ha la finalità di includere il sito Fiume Po all'interno della Rete Italiana di Ricerche Ecologiche di Lungo termine (LTER-Italia). L'inserimento del Po nella rete LTER – Italia rappresenterebbe un importante risultato volto a sistematizzare e valorizzare le informazioni già disponibili e a sviluppare la Rete Ambientale Strategica del distretto idrografico del fiume Po, su una selezione di stazioni in cui sono già presenti una serie di dati di lungo termine (idrologici, chimico fisici e biologici).

L'asta fluviale del fiume Po è assunta come sito di sintesi dello stato di salute del bacino in diverse sezioni ed è funzionale a monitorare l'evoluzione temporale della qualità delle acque, dei carichi di nutrienti, e della qualità ecologica del sistema fluviale, unitamente alla distribuzione spaziale delle sorgenti dei nutrienti. In accordo con gli obiettivi LTER, la formalizzazione del fiume Po come sito di ricerca ecologica di lungo termine potrà contribuire a:

- promuovere la collaborazione e il coordinamento tra ricercatori che attualmente operano nel sistema idrografico del Po e dell'Alto Adriatico;
- avviare nuove collaborazioni, sia nazionali che internazionali, per ospitare ricercatori che, con i loro studi, possano portare un valore aggiunto in termini di conoscenza, metodologie e applicazioni;
- costituire e consolidare una banca dati di lungo termine, avendo cura di verificare e garantire la qualità dei dati, favorendone la salvaguardia e lo scambio;
- rendere disponibili alle istituzioni pubbliche, ai portatori di interesse, alle associazioni e ai cittadini informazioni scientificamente fondate sia a supporto delle decisioni, delle politiche ambientali e socio-economiche sia per incrementare la consapevolezza e la partecipazione della collettività.

Allo scopo di includere il sito Fiume Po all'interno della Rete LTER-Italia le azioni prioritarie da intraprendere sono: individuare, raccogliere e sistematizzare i dati storici disponibili, definire la struttura organizzativa della rete e individuare le stazioni di monitoraggio, definire i profili analitici e le frequenze minime di campionamento.

Sulla base dei risultati ottenuti in questo studio e degli indirizzi che emergono dalla bibliografia internazionale, si riportano qui alcuni temi di ricerca che potrebbero essere

sviluppati in questo contesto e che contribuirebbero a comprendere la relazione tra pressioni antropiche e stato ecologico dei sistemi acquatici in un quadro di alterazione quantitativa del regime idrologico:

- analisi dell'impatto congiunto di riduzione delle portate e incremento dei nutrienti sul metabolismo fluviale e sulla comunità di produttori primari;
- valutazione dell'incidenza delle precipitazioni sui carichi di N, P e Si transitati a Pontelagoscuro e sulla loro variazione stagionale;
- quantificazione delle variazioni spaziali e temporali del metabolismo del fiume Po (autotrofia ed eterotrofia, produzione primaria etc.) e dello stato trofico lungo un gradiente longitudinale in relazione allo sfruttamento del territorio e alla portata ed approfondimenti sui bloom algali e macrofitici che da alcuni anni caratterizzano alcuni tratti del Po;
- analisi del ruolo, fino ad ora sottovalutato, del delta e dei rami terminali del fiume Po nella dissipazione dei carichi (es. azoto, in particolare tramite denitrificazione) in condizioni di elevate temperature e basse portate tipiche del periodo estivo, quando maggiore è anche il rischio di eutrofizzazione nelle zone costiere;
- valutazione dell'impatto dell'intermittenza idrologica su biodiversità e sugli effetti che disponibilità e interazioni di azoto, fosforo e silicio hanno sul funzionamento dei corsi d'acqua. Questa attività potrà beneficiare della disponibilità del modulo sperimentale di Eco-idraulica fluviale del centro Alpstream di Ostana, nel tratto montano del fiume Po.

Attività 2. Analisi della dinamica delle concentrazioni delle diverse forme di azoto, fosforo e silicio e monitoraggio quantitativo dei carichi in relazione alle pressioni antropiche e alle condizioni idrologiche

Questa attività ha come obiettivo la quantificazione dei carichi esportati da alcuni sottobacini che sono rappresentativi di differenti condizioni idrologiche e di pressioni antropiche e la definizione di una metodologia omogenea a livello di distretto per la quantificazione dei carichi.

A questo proposito, per fornire una più solida base conoscitiva per la quantificazione dei carichi e in considerazione dell'influenza della variabilità meteorologica annuale sul regime idrologico e conseguentemente sul trasporto dei nutrienti, si propone di: a) aggiornare la

quantificazione dei carichi di N, P e Si e la loro composizione in relazione alla variabilità idrologica ed estenderla a sottobacini idrografici che non sono stati considerati in ricerche precedenti, b) mettere a punto una metodologia condivisa per la quantificazione dei carichi e c) valutare la coerenza dei risultati ottenuti con differenti approcci metodologici attualmente in uso presso le agenzie (es. elaborazioni modellistiche, differenti frequenze di campionamento, ecc.) e con misure dirette effettuate nell'ambiente oggetto di indagine. A questo riguardo il monitoraggio statutario condotto dal Sistema Agenziale Ambientale (ARPA) del distretto dovrebbe essere integrato con campionamenti specifici condotti in differenti stagioni e condizioni idrologiche al fine di quantificare i carichi esportati, il bilancio dei nutrienti e valutare l'effetto delle differenti condizioni idrologiche e dell'uso del suolo nella formazione dei carichi. I prelievi potrebbero essere effettuati sul fiume Po nella sezione di chiusura bacino (Pontelagoscuro), nella stazione di chiusura del sottobacino piemontese (Isola Sant'Antonio) ed in una stazione posta in prossimità della sorgente (Crissolo). In aggiunta dovrebbero essere effettuati prelievi nelle stazioni di chiusura di alcuni sottobacini campione (due piemontesi, due lombardi, due emiliani e due drenanti direttamente in Adriatico). Sulla base dei risultati di questo studio il Tanaro, la Dora Baltea, il Lambro, l'Oglio, il Trebbia, l'Enza, il Reno e il Po di Volano si ritengono particolarmente informativi per le caratteristiche delle pressioni e le differenti condizioni idrologiche. Infine, per valutare come l'uso del territorio e l'idrologia influenzano il trasporto, l'export di nutrienti e le loro quantità relative, in sottobacini caratterizzati da pressioni significative di tipo sia civile che agro-zootecnico si suggerisce di intensificare la distribuzione spaziale dei siti di campionamenti lungo un gradiente monte-valle, di effettuare i prelievi in occasione di eventi idrologici estremi (es. piene e/o magre estreme) e di analizzare le relazioni esistenti tra variazioni delle portate e stato di qualità (chimico/microbiologico/ecologico) delle acque.

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Amadei M., Bagnaia R., Laureti L., Luger F.R., Luger N., Feoli E., Dragan M., Ferneti M., Oriolo G., 2003. IL PROGETTO CARTA DELLA NATURA ALLA SCALA 1:250.000, METODOLOGIA DI REALIZZAZIONE. APAT, Serie Manuali e Linee Guida 17/2003
- Barakat M., Cheviron B., Angulo-Jaramillo, R., 2016. Influence of the irrigation technique and strategies on the nitrogen cycle and budget: A review. *Agricultural Water Management* 178: 225–238
- Barone L., Pilotti M., Valerio G., Balistococchi M., Milanese L., Chapra S.C., Nizzoli D., 2019. Analysis of the residual nutrient load from a combined sewer system in a watershed of a deep Italian lake. *Journal of Hydrology* 571: 202–213
- Billen G., Garnier J., 2007. River basin nutrient delivery to the coastal sea: assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Marine Chemistry* 106: 148–160; doi: 10.1016/j.marchem.2006.12.017
- Billen G., Lassaletta L., Garnier J., 2014. A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade. *Global Food Security* 3: 209–219
- Bona F., Maffiotti A., 1996. L'eutrofizzazione del Lago di Viverone. *Collana Ambiente della Regione Piemonte*, vol.9, 162pp.
- Bona F., La Morgia V., Fenoglio S., Morandi L, Falasco E., 2021. Diatom communities and ecological status classification in the upper Po River basin. *Journal of Limnology* 80: 1–28
- Borcard D., Gillet F., Legendre P., 2011. *Numerical Ecology with R (Use R!)*. Springer-Verlag New York
- Canning A.D., Joy M.K., Death R.G., 2021. Nutrient criteria to achieve New Zealand's riverine macroinvertebrate targets. *PeerJ*, 9, e11556
- Carpenter S., Caraco N., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8: 559–568
- Carvalho L., Mackay E.B., Cardoso A.C., Baattrup-Pedersen A., Birk S., Blackstock K.L., ... Globevnik L., 2019. Protecting and restoring Europe's waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. *Science of the Total Environment* 658: 1228–1238
- Castaldelli G., Colombani N., Vincenzi F., Mastrocicco M., 2013a. Linking dissolved organic carbon, acetate and denitrification in agricultural soils. *Environmental Earth Sciences* 68: 939–945
- Castaldelli G., Soana E., Racchetti E., Pierobon E., Mastrocicco M., Tesini E., Fano E.A., Bartoli M., 2013b. Nitrogen budget in a lowland coastal area within the Po river basin (Northern Italy): multiple evidences of equilibrium between sources and internal sinks. *Environmental Management* 52: 567–580
- Castaldelli G., Soana E., Racchetti E., Vincenzi F., Fano E.A., Bartoli M., 2015. Vegetated canals mitigate nitrogen surplus in agricultural watersheds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 212: 253–262
- Castaldelli G., Aschonitis V., Vincenzi F., Fano, E.A., Soana E., 2018. The effect of water velocity on nitrate removal in vegetated waterways. *Journal of Environmental Management* 215: 230–238
- Castaldelli G., Colombani N., Soana E., Vincenzi F., Fano E.A., Mastrocicco, M., 2019. Reactive nitrogen losses via denitrification assessed in saturated agricultural soils. *Geoderma* 337: 91–98
- Castaldelli G., Vincenzi F., Fano E.A., Soana E., 2020. In search for the missing nitrogen: closing the budget to assess the role of denitrification in agricultural watersheds. *Applied Sciences* 10: 2136
- CEMAGREF. 1982 Étude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q. E. Lyon- A. F. Bassin Rhône- Méditerranée Corse. Lyon: CEMAGREF
- Chambers P.A., McGoldrick D.J., Brua R.B., Vis C., Culp J.M., Benoy G.A., 2012. Development of environmental thresholds for nitrogen and phosphorus in streams. *Journal of Environmental Quality*, 41: 7-20
- Conley D.J., Kilham S.S., Theriot E., 1989. Differences in silica content between marine and freshwater diatoms. *Limnology and Oceanography* 34: 205–213; doi: 10.4319/lo.1989.34.1.0205
- Coste M., Ector L., 2000. Diatomées invasives exotiques ou rares en France: Principales Observations effectuées au cours des dernières décennies. *Systematics and Geography of Plants* 70: 373–400
- Cozzi S., Giani M., 2011. River water and nutrient discharges in the Northern Adriatic Sea: Current importance and long term changes. *Continental Shelf Research* 31: 1881–1893; doi: 10.1016/j.csr.2011.08.010
- Cummins K.W., Klug M.J., 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10: 147-172

- Cummins K.W., Merritt R.W., Andrade P.C., 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40: 69-89
- De Girolamo A.M., Balestrini R., D'Ambrosio E., Pappagallo G., Soana E., Porto A.L., 2017. Anthropogenic input of nitrogen and riverine export from a Mediterranean catchment. The Celone, a temporary river case study. *Agricultural Water Management* 187: 190-199
- de Vries W., Leip A., Reinds G.J., Kros J., Lesschen J.P., Bouwman L.A., Butterbach-Bahl K., 2011. Geographical variation in terrestrial nitrogen budgets across Europe. In: *The European Nitrogen Assessment. Sources, effects and policy perspectives* (pp. 317-344). Cambridge University Press
- de Wit M., Bendoricchio G., 2001. Nutrient fluxes in the Po basin. *Science of the Total Environment* 273: 147-161
- Degobbis D., Precali R., Ivančić I., Smodlaka N., Fuks D., Kveder S., 2000. Long-term changes in the northern Adriatic ecosystem related to anthropogenic eutrophication. *International Journal of Environment and Pollution* 13: 495-533
- Degobbis D., Precali R., Ferrari C.R., Djakovac T., Rinaldi A., Ivančić I., Gismondi M., Smodlaka N., 2005. Changes in nutrient concentrations and ratios during mucilage events in the period 1999-2002. *Science of the Total Environment* 353: 103-114
- Dollinger J., Dagès C., Bailly J.S., Lagacherie P., Voltz M., 2015. Managing ditches for agroecological engineering of landscape. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 35: 999-1020
- Dupas, R., Delmas, M., Dorioz, J. M., Garnier, J., Moatar, F., Gascuel-Oudou, C., 2015. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators* 48: 396-407
- Dürr H.H., Meybeck M., Hartmann J., Laruelle G.G., Roubeix V., 2011. Global spatial distribution of natural riverine silica inputs to the coastal zone. *Biogeosciences* 8: 597-620
- EEA-European Environment Agency, 2018. European Waters. Assessment of Status and Pressures 2018. EEA Report 7/2018, Publications Office of the European Union, Luxembourg
- Errico, A., Lama, G. F. C., Francalanci, S., Chirico, G. B., Solari, L., & Preti, F. (2019). Flow dynamics and turbulence patterns in a drainage channel colonized by common reed (*Phragmites australis*) under different scenarios of vegetation management. *Ecological Engineering*, 133, 39-52
- Frascaroli, F., Parrinello G., Root-Bernstein, M., 2021. Linking contemporary river restoration to economics, technology, politics, and society: Perspectives from a historical case study of the Po River Basin, Italy. *Ambio* 50: 492-504
- Garnier J., Beusen A., Thieu V., Billen G., Bouwman L., 2010. N:P:Si nutrient export ratios and ecological consequences in coastal seas evaluated by the ICEP approach. Special issue "Past and Future Trends in Nutrient Export from Global Watersheds and Impacts on Water Quality and Eutrophication". *Global Biogeochemical Cycles* 24, GBOA05, doi: 10.1029/2009GB003583
- Garnier J., Ramarson A., Billen G., Théry S., Thiéry D., Thieu V., Minaudo C., Moatar F., 2018. Nutrient inputs and hydrology together determine biogeochemical status of the Loire River (France): Current situation and possible future scenarios. *Science of the Total Environment*: 609-624
- Garnier J, Billen G., Lassaletta L., Vigiak O., Nikolaidis N.P., Grizzetti B., 2021. Hydromorphology of coastal zone and structure of watershed agro-food system are main determinants of coastal eutrophication. *Environmental Research Letters* 16: 023005, doi: 10.1088/1748-9326/abc777
- Giakoumis, T., Voulvoulis N., 2018. The transition of EU water policy towards the Water Framework Directive's integrated river basin management paradigm. *Environmental Management* 62: 819-831
- Goeller, B.C., Febria C.M., McKergow L.A., Harding J.S., Matheson F.E., Tanner C.C., McIntosh A.R., 2020. Combining tools from edge-of-field to in-stream to attenuate reactive nitrogen along small agricultural waterways. *Water* 12: 383
- Goyette J.O., Bennett E.M., Maranger R., 2019. Differential influence of landscape features and climate on nitrogen and phosphorus transport throughout the watershed. *Biogeochemistry* 142: 155-174
- Han Y., Yu X., Wang X., Wang Y., Tian J., Xu L., Wang C., 2013. Net anthropogenic phosphorus inputs (NAPI) index application in Mainland China. *Chemosphere* 90: 329-337
- Hitomi T., Yoshinaga I., Feng Y.W., Shiratani E., 2006. Nitrogen removal function of recycling irrigation system. *Water Science and Technology* 53: 101-109
- Hong B., Swaney D.P., Mörth C.M., Smedberg E., Hägg H.E., Humborg C., Bouraoui, F., 2012. Evaluating regional variation of net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs (NANI/NAPI), major drivers, nutrient retention pattern and management implications in the multinational areas of Baltic Sea basin. *Ecological Modelling* 227: 117-135

- Howarth R.W., Billen G., Swaney D.P., Townsend A., Jaworski N.A., Lajtha K., Downing J.A., Elmgren R., Caraco N., Jordan T., 1996. Riverine inputs of N to the North Atlantic Ocean: fluxes and human influences. *Biogeochemistry* 35:75–139
- Howarth R., Swaney D., Billen G., Garnier J., Hong B., Humborg C., Penny J., Mörth C.M., Marino R., 2012. Nitrogen fluxes from the landscape are controlled by net anthropogenic nitrogen inputs and by climate. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10: 37–43
- Husson F., Josse J., Le S., Mazet J., 2020. FactoMineR: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining. Version 2.4
- Kolbe T., de Dreuz J.R., Abbott B.W., Aquilina L., Babey T., Green C.T., ... Pinay, G. 2019. Stratification of reactivity determines nitrate removal in groundwater. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116: 2494–2499
- Koschorreck M., Downing A.S., Hejzlar J., Marcé R., Laas A., Arndt W.G., Keller P.S., Smolders A.J.P., van Dijk G., Kosten S., 2020. Hidden treasures: human-made aquatic ecosystems harbour unexplored opportunities. *Ambio* 49: 531–540
- Kulkarni M.V., Groffman P.M., Yavitt J.B., 2008. Solving the global nitrogen problem: it's a gas! *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 199–206
- Lassaletta L., Romero E., Billen G., Garnier J., García-Gómez H., Rovira J.V., 2012. Spatialized N budgets in a large agricultural Mediterranean watershed: high loading and low transfer. *Biogeosciences* 9: 57–70
- Lassaletta L., Billen G., Garnier J., Bouwman L., Velazquez E., Mueller N.D., Gerber J.S., 2016. Nitrogen use in the global food system: past trends and future trajectories of agronomic performance, pollution, trade, and dietary demand. *Environmental Research Letters* 11: 095007
- Lavoie I., Dillon P.J., Campeau S., 2009. The effect of excluding diatom taxa and reducing taxonomic resolution on multivariate analyses and stream bioassessment. *Ecological Indicators* 9: 213–225
- Le Moal M., Gascuel-Oudou C., Ménesguen A., Souchon Y., Étrillard C., Levain A., Moatar F., Pannard A., Souchu P., Lefebvre A., Pinay G., 2019. Eutrophication: a new wine in an old bottle? *Science of the Total Environment* 651: 1–11
- Ludwig, W., E. Dumont, M. Meybeck, S. Heussner, 2009. River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: major drivers for ecosystem changes during past and future decades? *Progress in Oceanography* 80: 199–217
- Madsen B.L., 1995. Danish Watercourses. Ten Years with the New Watercourses Act, Ministry of Environment and Energy, Danish Environmental Protection Agency, Denmark
- Mancini L., Sollazzo C., 2009. Metodi per la valutazione dello stato ecologico delle acque: comunità diatomica. Rapporto ISTISAN 9/19. 39 pp.
- Marchetti R. (ed.), 1993. Problematiche ecologiche del sistema idrografico padano. *Acqua e Aria* 6: 569–794
- Meng C., Liu H., Li Y., Wang Y., Li X., Shen J., ... Wu J., 2021. Influences of the landscape pattern on riverine nitrogen exports derived from legacy sources in subtropical agricultural catchments. *Biogeochemistry* 152: 161–177
- Minaudo C., Dupas R., Gascuel-Oudou C., Roubeix V., Danis P. A., Moatar F., 2019. Seasonal and event-based concentration-discharge relationships to identify catchment controls on nutrient export regimes. *Advances in Water Resources* 131: 103379
- Monaci M., 2011. Manuale per la gestione ambientale dei corsi d'acqua di competenza dei Consorzi di bonifica. Regione Veneto
- Naldi M., Pierobon E., Tornatore F., Viaroli P., 2010. Il ruolo degli eventi di piena nella formazione e distribuzione temporale dei carichi di azoto e fosforo nel fiume Po. *Biologia Ambientale* 24: 59–69
- Natali C., Bianchini G., Antisari L.V., Natale M., Tessari U., 2018. Carbon and nitrogen pools in Padanian soils (Italy): Origin and dynamics of soil organic matter. *Geochemistry* 78: 490–499
- Nizzoli D., Bartoli M., Azzoni R., Longhi D., Castaldelli G., Viaroli P., 2018. Denitrification in a meromictic lake and its relevance to nitrogen flows within a moderately impacted forested catchment. *Biogeochemistry* 137: 143–161
- Oenema O., Kros H., de Vries W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy* 20: 3–16
- Oksanen F.J., et al. (2017) Vegan: Community Ecology Package. R package Version 2.4-3. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Passy S.I., 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany* 86: 171–178

- Phillips G., Kelly M., Teixeira H., Salas F., Free G., Leujak W. et al., 2018. Best practice for establishing nutrient concentrations to support good ecological status. EUR 29329 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg 2018
- Pierobon E., Castaldelli G., Mantovani S., Vincenzi F., Fano, E.A., 2013. Nitrogen removal in vegetated and unvegetated drainage ditches impacted by diffuse and point sources of pollution. *CLEAN–Soil, Air, Water* 41: 24–31
- Pilotti M., Barone L., Balistrocchi M., Valerio G., Milanese L., Nizzoli D., 2021. Nutrient delivery efficiency of a combined sewer along a lake challenged by incipient eutrophication. *Water Research* 190: 116727
- Pinardi M., Soana E., Laini A., Bresciani M., Bartoli M., 2018. Soil system budgets of N, Si and P in an agricultural irrigated watershed: surplus, differential export and underlying mechanisms. *Biogeochemistry* 140: 175–197
- Poikane S., Várbbíró G., Kelly M.G., Birk S., Phillips G., 2021. Estimating river nutrient concentrations consistent with good ecological condition: More stringent nutrient thresholds needed. *Ecological Indicators* 121: 107017
- Poisvert C., Curie F., Moatar F., 2017. Annual agricultural N surplus in France over a 70-year period. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 107: 63–78
- Provini A., Binelli A., 2006. Environmental quality of the Po River delta. In: Wangersky P.J. (ed.) *The handbook of environmental chemistry Volume 5, Part H Estuaries*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 175-195
- Provini A., Crosa G., Marchetti R., 1992. Nutrient export from the Po and Adige river basin over the last 20 years. In: *Marine Coastal Eutrophication*. Elsevier: 291-313
- R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Redfield, A.C., 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 46: 205-221
- Redfield A.C., Ketchum B.H., Richards F.A., 1963. The influence of organisms on the composition of sea-water. In: M.N. Hill (Ed.), *The Sea*, John Wiley & Sons, New York, pp. 12–37
- Rimet F., Bouchez A., 2012. Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowledge and management of Aquatic Ecosystems* 406: 01
- Romero E., Garnier J., Lassaletta L., Billen G., Le Gendre R., Riou P., Cugier P., 2013. Large-scale patterns of river inputs in southwestern Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone. *Biogeochemistry* 113: 481–505; doi: 10.1007/s10533-012-9778-0
- Romero E., Garnier J., Billen G., Peters F., Lassaletta L., 2016. Water management practices exacerbate nitrogen retention in Mediterranean catchments. *Science of the Total Environment* 573: 420–432
- Rott E., Pfister P., van Dam H., Pipp E., Pall K., Binder N., Ortler K., 1999. Indikationslisten für Aufwuchsalgen in Österreichischen Fließgewässern, Teil 2: Trophieindikation und autökologische Anmerkungen Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien: Wasserwirtschaftskataster
- Rudi G., Bailly J.S., Belaud G., Dages C., Lagacherie P., Vinatier F., 2020. Multifunctionality of agricultural channel vegetation: A review based on community functional parameters and properties to support ecosystem function modeling. *Ecohydrology & Hydrobiology* 20: 397–412
- Russell M.J., Weller D.E., Jordan T.E., Sigwart K.J., Sullivan K.J., 2008. Net anthropogenic phosphorus inputs: spatial and temporal variability in the Chesapeake Bay region. *Biogeochemistry* 88: 285–304
- Salerno F., Gaetano V., Gianni T., 2018. Urbanization and climate change impacts on surface water quality: Enhancing the resilience by reducing impervious surfaces. *Water Research* 144: 491–502
- Severini E, Bartoli M, Pinardi M, Celico F., 2020. Reactive Silica Traces Manure Spreading in Alluvial Aquifers Affected by Nitrate Contamination: A Case Study in a High Plain of Northern Italy. *Water* 12: 2511
- Sinha E., Michalak A.M., 2016. Precipitation dominates interannual variability of riverine nitrogen loading across the continental United States. *Environmental Science & Technology* 50: 12874-12884
- Sistema Nazionale per la Protezione dell’Ambiente (SNPA), 2018. Linee guida per l’analisi delle pressioni ai sensi della Direttiva 2000/60/CE. LINEE GUIDA SNPA 11:2018
- Smith R.J., 2009. Use and misuse of the reduced major axis for line-fitting. *American Journal of Physical Anthropology* 140: 476-86
- Smith A.J., Bode R.W., Kleppel G.S., 2007. A nutrient biotic index (NBI) for use with benthic macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators* 7: 371-386
- Soana E., Racchetti E., Laini A., Bartoli M., Viaroli P., 2011. Soil budget, net export, and potential sinks of nitrogen in the lower Oglio River watershed (Northern Italy). *Clean - Soil, Air, Water* 39: 956–965

- Soana E., Balestrini R., Vincenzi F., Bartoli M., Castaldelli G., 2017. Mitigation of nitrogen pollution in vegetated ditches fed by nitrate-rich spring waters. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 243: 74–82
- Soana E., Fano E.A., Castaldelli G., 2018a. Estimate of gas transfer velocity in the presence of emergent vegetation using argon as a tracer: Implications for whole-system denitrification measurements. *Chemosphere* 213: 526–532
- Soana E., Gavioli A., Tamburini E., Fano E.A., Castaldelli G., 2018b. To mow or not to mow: reed biofilms as denitrification hotspots in drainage canals. *Ecological Engineering* 113: 1–10
- Soana E., Bartoli M., Milardi M., Fano E.A., Castaldelli G., 2019. An ounce of prevention is worth a pound of cure: Managing macrophytes for nitrate mitigation in irrigated agricultural watersheds. *Science of the Total Environment* 647: 301–312
- Soana E., Gavioli A., Vincenzi F., Fano E.A., Castaldelli G., 2020. Nitrate availability affects denitrification in *Phragmites australis* sediments. *Journal of Environmental Quality*: 49: 194–209
- Soana E., Fano E.A., Castaldelli G., 2021. The achievement of Water Framework Directive goals through the restoration of vegetation in agricultural canals. *Journal of Environmental Management* 294: 113016
- Soana E., Vincenzi F., Colombani N., Mastrocicco M., Fano E.A., Castaldelli G., 2022. Soil Denitrification, the Missing Piece in the Puzzle of Nitrogen Budget in Lowland Agricultural Basins. *Ecosystems* 25: 633–647
- Spillman C.M., Imberger J., Hamilton D.P., Hipsey M.R., Romero J.R., 2007. Modelling the effects of Po River discharge, internal nutrient cycling and hydrodynamics on biogeochemistry of the Northern Adriatic Sea. *Journal of Marine Systems* 68: 167–200
- Stelzer R.S., Lamberti G.A., 2001. Effects of N:P ratio and total nutrient concentration on stream periphyton community structure, biomass, and elemental composition. *Limnology and Oceanography* 46: 356–367
- Swaney D.P., Hong B., Ti C., Howarth R.W., Humborg C., 2012. Net anthropogenic nitrogen inputs to watersheds and riverine N export to coastal waters: a brief overview. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4: 203–211
- Tamburini E., Soana E., Monti M., Fano E.A., Castaldelli G., 2020. Introducing Life Cycle Assessment in costs and benefits analysis of vegetation management in drainage canals of lowland agricultural landscapes. *Water* 12: 2236
- Taylor J., Moore M., Speir S.L., Testa S., 2020. Vegetated ditch habitats provide net nitrogen sink and phosphorus storage capacity in agricultural drainage networks despite senescent plant leaching. *Water* 12: 875
- Tiedje J.M., 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In: *Biology of anaerobic microorganisms*, Zehnder A.J.B. Eds., Wiley and Sons, New York, pp. 179–244
- Tilman D., 1977 Resource competition between planktonic algae: An experimental and theoretical approach. *Ecology* 58: 338–348
- Törnqvist R., Jarsjö J., Thorslund J., Rao P.S.C., Basu N.B., Destouni G., 2015. Mechanisms of basin-scale nitrogen load reductions under intensified irrigated agriculture. *PloS One* 10: e0120015
- Vagstad N., Stålnacke P., Andersen H.E., Deelstra J., Jansons V., Kyllmar K., Loigu E., Rekolainen S., Tumas R., 2004. Regional variations in diffuse nitrogen losses from agriculture in the Nordic and Baltic regions. *Hydrology and Earth System Sciences* 8: 651–662
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137
- Viaroli P., Azzoni R., Bartoli M., Giordani G., Naldi M., Nizzoli D., 2010. Primary productivity, biogeochemical buffers and factors controlling trophic status and ecosystem processes in Mediterranean coastal lagoons: a synthesis. *Advances in Oceanography and Limnology* 1: 271–293
- Viaroli P., Bartoli M., Castaldelli G., Naldi M., Nizzoli D., Rossetti G., 2013. Recent evolution and expected changes of nutrient loads in a heavily exploited watershed: the Po River, Italy. In: Arheimer B., Collins A., Krysanova V., Lakshmanan E., Meybeck M., Stone M. (eds) *Understanding Freshwater Quality Problems in a Changing World*. IAHS Publ., 361: 176–182
- Viaroli P., Nizzoli D., Pinardi M., Soana E., Bartoli M., 2015. Eutrophication of the Mediterranean Sea: a watershed—cascading aquatic filter approach. *Rendiconti Lincei* 26: 13–23
- Viaroli P., Nizzoli D., Soana E., Longhi D., Vincenzi F., Azzoni R., Bartoli M., Castaldelli G., Fano E.A., 2016. Monitoraggio dei carichi dei nutrienti veicolati dal Po al mare Adriatico – Relazione finale della

- collaborazione tra Università degli Studi di Parma, Università degli Studi di Ferrara e Regione Lombardia
- Viaroli P., Soana E., Pecora S., Laini A., Naldi M., Fano E.A., Nizzoli D., 2018. Space and time variations of watershed N and P budgets and their relationships with reactive N and P loadings in a heavily impacted river basin (Po river, Northern Italy). *Science of the Total Environment* 639: 1574–1587
- Vollenweider R.A., 1992. Coastal Marine Eutrophication: principles and controls. In: Vollenweider R.A., Marchetti R., Viviani R. (eds). *Marine Coastal Eutrophication. Science of the Total Environment Suppl.*: 1-20
- Voulvoulis N., Arpon K.D., Giakoumis T., 2017. The EU Water Framework Directive: from great expectations to problems with implementation. *Science of the Total Environment* 575: 358–366
- Wallenstein M.D., Myrold D.D., Firestone M., Voytek M., 2006. Environmental controls on denitrifying communities and denitrification rates: insights from molecular methods. *Ecological Applications* 16: 2143–2152
- Ward J.V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 2–8
- Wood S.N. 2017. *Generalized additive models: an introduction with R*. CRC press, 496 pp
- Wulff F., Humborg C., Andersen H.E., Blicher-Mathiesen G., Czajkowski M., Eloffson K., Zylitz T., 2014. Reduction of Baltic Sea nutrient inputs and allocation of abatement costs within the Baltic Sea catchment. *Ambio* 43: 11–25
- Wurtsbaugh W., Paerl H.W., Dodds W.K., 2019. Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 6: e1373
- Wynne M.J., 2019. *Delicatophycus* gen.nov.: a validation of “*Delicata* Krammer” inval. (Gomphonemataceae, Bacillariophyta). *Notulae Algarum* no 97