



LIFE+ 2008

LIFE+ Programme (European Commission)

Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413

Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes

ACTION GROUP I2: Relationship between nutrients, community and environmental conditions

Action I2_ISE (month 9-36): Relationship between nutrients, community and environmental conditions by ISE

Deliverable I2d6

Rapporto tecnico - Modellizzazione del comportamento dell'azoto nei bacini fluviali selezionati

Report on modelling of nitrogen behaviour in selected catchments

Aldo Marchetto, Ombretta Tornimbeni, Michela Rogora & Marzia Ciampittiello

CNR-ISE, Largo Tonolli 50, Verbania Pallanza (VB)

Verbania Pallanza, 31 marzo 2012

INDICE

Summary.....	3
Riassunto	4
1. INTRODUZIONE.....	5
2. STIMA DELLA DEPOSIZIONE ATMOSFERICA DI AZOTO	9
3. MODELLIZZAZIONE DEL RILASCIO DI AZOTO DAL BACINO IMBRIFERO	13
4. VALIDAZIONE DELLE STIME DI RILASCIO DI AZOTO	15
5. VERIFICA DELLA SATURAZIONE DI AZOTO ATTRAVERSO L'ANALISI DEI CORSI D'ACQUA	17
6. RISULTATI.....	21
7. CONCLUSIONI	24
Bibliografia.....	24

Summary

This deliverable aims to the quantification of the amount of nitrogen compounds reaching the InHabit lakes from atmospheric deposition. In effect, nitrogen is one of a number of pollutants that can reach lake water through atmospheric dry or wet deposition, escaping from the conceptual pattern of the Water Framework Directive, which assumes that pollutants will reach the waterbodies along watercourses within the River Basins.

We estimated the atmospheric load of total nitrogen, both in the oxidized (nitrate) and the reduced (ammonium) forms, using the results of monitoring sites in the InHabit regions, as well as using the results of the EMEP model, which estimates pollutant depositions using emission inventories and dispersal modeling.

Part of the deposition directly affects lake surface, while another part reaches its catchment area, interacting with soils and is generally taken up by forested soils. We modeled nitrogen retention using a recently published empirical model and we confirmed its results using both a steady state mass balance model and an estimation of the nitrogen saturation of soils using a 4-stage descriptive model.

Finally we compared direct input of nitrogen from agricultural, zootechnical and point sources with the estimated input from atmospheric deposition, and we found that for large, impacted reservoirs, as some of those selected in Sardinia, the atmospheric contribution to nitrogen load was negligible. On the contrary, in lakes less affected by direct input, such as Lake Mergozzo (Piedmont region) and Baratz (Sardinia region), atmospheric input may represent more than 90% of the total nitrogen load, and ranging between 43 and 72% for some other lakes and reservoirs.

These results show that a particular attention should be paid to the ecological response of the biological communities to nitrogen enrichment, as lakes considered as “reference sites” because of the low anthropogenic disturbance, may have been N-enriched, and their biological communities may be different from “reference conditions”. If this is the case, the subsequent estimation of the ecological quality ratios (EQRs), may be altered.

Riassunto

In questo deliverable sono stati stimati gli apporti di azoto atmosferico ai laghi e agli invasi del progetto InHabit.

Il trasporto atmosferico degli inquinanti altera il quadro generale proposto dalla Direttiva Quadro sulle Acque, che considera il movimento degli inquinanti all'interno del bacino fluviale lungo i corsi d'acqua. Al contrario l'azoto, come altri inquinanti volatili, può raggiungere i corpi idrici per via atmosferica, anche da sorgenti situate al di fuori dei bacini imbriferi.

Le deposizioni di azoto che interessano le regioni del progetto InHabit sono state valutate sia attraverso i risultati dei modelli EMEP, che attraverso le risultanze di analisi effettuate delle deposizioni atmosferiche raccolte prevalentemente in siti forestali.

Sono state quindi confrontate le quantità di azoto che arrivano ai laghi da sorgenti puntuali e diffusi, attraverso la deposizione diretta sullo specchio lacustre e attraverso la deposizione nel bacino imbrifero, seguita da interazioni con i suoli.

I risultati mostrano che quando gli apporti diretti sono elevati, il contributo delle deposizioni atmosferiche è irrilevante. Tuttavia, nei laghi meno interessati da sorgenti locali, come il lago di Mergozzo, il contributo dell'apporto atmosferico può raggiungere il 95% dell'apporto totale di azoto al lago.

Questi risultati sono particolarmente importanti per quegli elementi di qualità biologica che possono rispondere direttamente ad un'aumentata concentrazione di azoto, perché occorre tenerne conto nella definizione delle condizioni di riferimento: un lago considerato "di riferimento" per il limitato impatto antropico diretto, potrebbe infatti trovarsi in condizioni lontane da quelle di riferimento a causa della deposizione di azoto, alterando di conseguenza le stime dei rapporti di qualità ecologica.

1. INTRODUZIONE

Tra gli elementi che possono influenzare lo stato qualitativo delle acque ed il loro utilizzo vi sono i composti dell'azoto. L'azoto (N) è un elemento essenziale per tutte le forme di vita; tuttavia, la sua limitata disponibilità in una forma direttamente utilizzabile, ha fatto sì che le attività di conversione dell'N atmosferico (N₂) nelle forme "reattive" (Nr) generassero un'alterazione globale del ciclo dell'N e una massiccia immissione di questo elemento negli ecosistemi (Galloway et al., 2003). La disponibilità e mobilità delle forme di Nr è aumentata in particolare a causa dell'utilizzo di fertilizzanti azotati e dei processi di combustione dei combustibili fossili (Vitousek et al., 1997). Per quanto riguarda in particolare gli ambienti acquatici, l'alterazione del ciclo dell'N comporta una serie di effetti tra cui acidificazione, eutrofizzazione, sbilanci nutritivi e conseguenze sulle reti trofiche, impatti sulla biodiversità e più in generale un peggioramento dello stato qualitativo delle risorse idriche ed una compromissione delle loro possibilità di utilizzo (Rabalais et al., 2002; Camargo & Alonso, 2006). Per i laghi, l'azoto, insieme al fosforo, rappresenta il principale fattore limitante la produzione algale; di conseguenza può contribuire all'eutrofizzazione delle acque, soprattutto in condizioni di limitazione da azoto (Paerl & Whitall 1999; Tyrell 1999).

Nel controllo dei flussi di N agli ecosistemi acquatici è fondamentale considerare tutte le possibili fonti, incluse le deposizioni atmosferiche. Infatti, se è certo che nelle aree fortemente impattate da pratiche agricole estensive, l'utilizzo di fertilizzanti azotati comporta il maggior input di N alle acque, l'apporto atmosferico non può essere trascurato. L'importanza relativa degli input di azoto ai corpi d'acqua da (1) aree agricole ed urbanizzate, e (2) apporti atmosferici, può variare notevolmente da un'area all'altra. In genere, in aree intensamente popolate, il primo input può contribuire nella misura di 10-25 mg N L⁻¹ di N inorganico disciolto alle acque, i cui livelli naturali dovrebbero essere attorno a 1 mg N L⁻¹. (Meybeck et al., 1982; Heathwaite et al., 1996). Il contributo dalle deposizioni atmosferiche è, nella maggior parte dei casi, sensibilmente minore; bisogna però considerare che l'N in atmosfera può venire trasportato per chilometri ed andare ad interessare regioni distanti dalle sorgenti di emissione e scarsamente interessate da disturbo antropico (Lepori and Keck, 2012).

Le deposizioni di azoto sono ritenute un importante fattore di controllo della diversità biologica negli ecosistemi terrestri ed acquatici; si stima che nei prossimi decenni potranno rappresentare, dopo i cambiamenti nell'uso del suolo e le variazioni climatiche, il principali fattore di perdita della

biodiversità a scala globale (Sala et al., 2000). La Convenzione UNEP sulla Biodiversità ha infatti incluso le deposizioni di N tra gli indicatori da considerare per il raggiungimento degli obiettivi fissati per il 2010 (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2005).

È stato dimostrato che le deposizioni atmosferiche possono rappresentare il veicolo principale di N alle acque in aree non soggette ad input diretti quali quelli dovuti al dilavamento di terreni agricoli o a scarichi urbani ed industriali (Fenn et al., 1998). Se queste ultime sorgenti determinano un inquinamento di tipo acuto, con effetti anche immediati degli apporti massicci di N a fiumi e laghi, le deposizioni, già a livelli medio-bassi determinano un progressivo aumento del tenore di N nelle acque con effetti cronici quali variazioni nella composizione delle comunità vegetali, dal livello fitoplanctonico ai licheni alle macrofite (Baron et al. 2000, Fenn et al. 2003). Quando gli apporti di N superano la capacità di utilizzo da parte delle comunità vegetali e microbiche, si determina una condizione definita di saturazione di azoto (Aber et al., 1989), e l'N in eccesso, nella sua forma più mobile, ovvero il nitrato (NO_3) viene lisciviato dai suoli alle acque superficiali. Gli effetti possono verificarsi già a livelli medio-bassi di deposizione, dell'ordine di $3\text{-}8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. In realtà in Europa, molte zone ricevono apporti atmosferici di N in quantità nettamente superiori, fino a $30\text{-}35 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Ad esempio l'area alpina e subalpina Nord-Occidentale è interessata da deposizioni di azoto tra le più elevate d'Europa (Rogora et al. 2006). Lo confermano anche i dati di organismi internazionali come EMEP (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe), volti a quantificare, attraverso misure sperimentali e approcci modellistici, le emissioni e le ricadute degli inquinanti atmosferici, tra cui i composti azotati. Anche i dati sperimentali, disponibili in particolare per l'area alpina e subalpina dell'Italia nord-occidentale, dimostrano come questa zona riceva apporti di azoto particolarmente elevati, che si sono mantenuti costanti negli ultimi 20-25 anni, a causa del trasporto di inquinanti (NO_x e NH_3) dalle zone di massima emissione (aree agricole e centri urbani) (Rogora et al., 2006). Si è calcolato ad esempio che nel caso del Lago Maggiore, uno dei maggiori corpi lacustri italiani, sia per estensione che per volume, gli apporti atmosferici possano rappresentare oltre il 70% del carico totale di azoto che arriva a lago (Rogora et al., 2006).

Accanto quindi agli effetti degli input diretti di azoto ai corpi d'acqua, dovuti ad attività agricole e zootecniche e a immissioni puntuali da scarichi, comunque collocate all'interno del bacino, anche gli input indiretti dovuti agli apporti atmosferici devono essere considerati ai fini di una quantificazione corretta dei carichi totali di azoto ai corpi d'acqua. Nelle zone caratterizzate da

apporti atmosferici elevati, a causa di elevate concentrazioni di composti azotati in atmosfera e piovosità accentuata, questi input vanno a sommarsi a quelli diretti determinando una situazione critica in termini di arricchimento in azoto delle acque (Rogora et al., 2012).

La deposizione atmosferica di azoto diventa poi particolarmente rilevante come sorgente di questo elemento per i laghi in aree remote. Ricerche eseguite sui laghi alpini nel contesto di progetti di ricerca finanziati dall'UE hanno dimostrato ad esempio come sul versante meridionale delle Alpi i livelli di nitrati nei laghi d'alta quota siano particolarmente elevati. Le concentrazioni appaiono decisamente superiori rispetto a quelle di laghi remoti di altre parti del mondo (es. Himalaya, Patagonia Antartide) (Rogora et al. 2008). La motivazione di questo arricchimento in nitrati dei laghi alpini è da ricercare nel trasporto a medio e lungo raggio degli inquinanti dalle regioni sorgente, in questo caso la Pianura Padana (Rogora et al. 2006). Il nitrato rappresenta ormai, nella maggior parte dei casi, il principale anione acidificante per le acque dei laghi alpini (Curtis et al. 2005), oltre a svolgere il ruolo di nutriente. L'applicazione sia del concetto di carico critico che di modelli dinamici per la simulazione della riposta delle acque a scenari futuri di deposizione, hanno dimostrato come una riduzione degli apporti atmosferici di azoto alle acque, sia nella forma ossidata che ridotta, sia indispensabile per evitare una ri-acidificazione (per i laghi sensibili rispetto a questo fenomeno) o comunque un eccessivo arricchimento in azoto delle acque (e.g. Posch *et al.* 2001; Jenkins *et al.* 1997).

La vegetazione svolge un ruolo fondamentale nel ciclo dell'azoto attraverso i processi di uptake, sia nelle acque che nella porzione terrestre del bacino dei laghi. Ad esempio studi sui laghi alpini d'alta quota hanno dimostrato l'importanza della copertura vegetale nel bacino nel determinare i livelli di azoto nelle acque (Marchetto et al. 1995). Questa capacità di trattenimento, oltre che dall'estensione, biomassa e tipologia delle comunità vegetali presenti, dipende strettamente dal bilancio idrico del suolo, che si interpone fra i processi idrologici (precipitazioni, portate) e le comunità vegetali e microbiche dell'ecosistema, che a loro volta interagiscono con il ciclo dell'azoto (Rodriguez-Iturbe et al., 2007). Le variabili meteo-climatiche svolgono quindi un ruolo importante nell'accumulo di azoto nei corpi idrici: i flussi idrologici, il bilancio idrico del suolo, i processi di trasformazione delle diverse forme di azoto (mineralizzazione, nitrificazione, denitrificazione) e l'uptake da parte di microorganismi e vegetazione sono strettamente dipendenti da temperature e precipitazioni. In particolare la variabilità e intensità di queste ultime influenza il passaggio dei nitrati dai suoli alle acque e la capacità di trattenimento da parte della vegetazione (Fenn et al., 1998; Porporato et al. 2003). Condizioni più calde e asciutte, associate a precipitazioni brevi ma intense, possono favorire il rilascio di azoto da suoli, attraverso la mobilizzazione del pool

di azoto nei suoli e la successiva lisciviazione del nitrato (Wright & Jenkins 2001; Mitchell *et al.* 1996). I fattori meteo-climatici possono quindi condizionare sia gli input di azoto che la risposta dei sistemi acquatici a questi ultimi e le eventuali misure di mitigazione degli impatti (Fenn *et al.*, 2003) devono essere necessariamente considerati in un'ottica di modellizzazione del ciclo dell'azoto alla scala di bacino.

In questo deliverable vengono individuati e quantificati i diversi input di azoto ai laghi considerati nel progetto InHabit, distinguendo la parte proveniente dalle attività antropiche nel bacino imbrifero, da quella derivante dalle deposizioni atmosferiche, sia per apporto diretto al lago che per apporto al bacino imbrifero ed interazione con i suoli. Infatti la Direttiva Quadro sulle Acque prevede che i corpi idrici siano gestiti alla scala di bacino imbrifero, trascurando la possibilità che alcuni inquinanti, come l'azoto e le sostanze organiche volatili, siano trasportate per via atmosferica da un bacino imbrifero all'altro.

La valutazione degli input da deposizione atmosferica è basata in parte su dati sperimentali, disponibili per gli anni 1980/90 attraverso la rete nazionale per lo studio delle deposizioni atmosferiche (RIDEP; Mosello & Marchetto 1996) e nel periodo più recente grazie alla rete di misura sponsorizzata dal Corpo Forestale dello Stato nell'ambito del progetto CONECOFOR (Mosello *et al.* 2002). Oltre ai dati sperimentali, le deposizioni di azoto sono state stimate attraverso i risultati del modello EMEP forniti dal Centre on Emission Inventories and Projections EMEP (CEIP), e calcolati a partire dagli inventari nazionali delle emissioni. L'uso dei dati del modello EMEP permette di estendere questa valutazione all'intero territorio nazionale, anche in assenza di stazioni di misura in prossimità dei singoli laghi.

In questo studio abbiamo confrontato il carico di azoto (in tonnellate anno) che arriva ad ogni lago:

- 1) a causa degli apporti antropici dovuti alle attività umane nel bacino imbrifero (come stimati dei Piani di Bacino e riportati nel deliverable I1d1 del progetto InHabit);
- 2) direttamente al lago a causa delle precipitazioni atmosferiche (pioggia, neve e deposizione di particolato) che raggiungono lo specchio lacustre;
- 3) a partire dalle deposizioni atmosferiche che interessano il bacino imbrifero e che interagiscono con i suoli del bacino stesso.

Queste ultime sono state stimate prudenzialmente come i valori che si avrebbero se tutto il bacino imbrifero fosse coperto da foreste, e trattenesse l'azoto come un suolo forestale, sapendo che i suoli agricoli e le aree urbane trattengono normalmente quantità inferiori di azoto. Tuttavia, nella maggior parte dei bacini imbriferi dei laghi le aree urbanizzate costituiscono una frazione molto ridotta del bacino stesso. Per quanto riguarda i suoli agricoli, il rilascio di azoto dovuto alle attività

agricole è stato già conteggiato tra gli apporti antropici dovuti alle attività umane nel bacino imbrifero. In questo senso, la stima da noi fornita dell'apporto delle deposizioni mediate dal bacino imbrifero rappresenta una stima del valore minimo di deposizione che raggiungerebbe comunque il lago, anche se si coprisse l'intero bacino imbrifero di foreste allo scopo di trattenere la massima quantità possibile di azoto.

2. STIMA DELLA DEPOSIZIONE ATMOSFERICA DI AZOTO

Al fine di valutare la stima di azoto deposto dalle deposizioni, escludendo altre fonti di apporto, nei bacini dei laghi inseriti all'interno del progetto InHabit, sono stati considerati i modelli di deposizione stimati dall' EMEP/MS-CW, programma europeo di monitoraggio e valutazione della trasmissione a lunga distanza degli inquinanti atmosferici, basato su una griglia con risoluzione di 50x50 km.

In tabella 1 sono elencate le celle EMEP che contengono uno o più dei laghi InHabit e/o una stazione di campionamento delle deposizioni atmosferiche, riportando i due sistemi di coordinate rispettivamente espresse secondo il Map Datum Roma 1940 e quello utilizzato da EMEP.

Tab. 1 Coordinate geografiche (Lat. N, Long. E) e corrispondenti quadrati del grigliato EMEP, all'interno del quale ricadono i laghi studiati dal progetto InHabit e le aree di deposizione atmosferiche adiacenti a questi ultimi.

		Map Datum Roma 1940		EMEP Grid 50 (1997-2008)	
		Lat. N ° ' "	Long. E ° ' "	i	j
Aree di deposizione atmosferica	Regione				
Pallanza (VB)	Piemonte	45° 55' 28"	08° 34' 57"	71	37
Alpe Devero (VB)	Piemonte	46° 16' 38"	08° 14' 04"	70	37
Valsessera (NO)	Piemonte	45° 40' 55"	08° 04' 02"	70	36
Marganai (CA)	Sardegna	39° 20' 56"	08° 34' 08"	81	25
Is Cannoneris (CA)	Sardegna	38° 59' 49"	08° 54' 44"	81	23
Settefratelli (CA)	Sardegna	39° 19' 23"	09° 19' 56"	82	25
Bonassai (SS)	Sardegna	40° 40' 27"	08° 22' 02"	79	27
Tempio Vallicciola (OT)	Sardegna	40° 51'	09° 10'	80	28
La Corte (SS)	Sardegna	40° 44'	08° 19'	79	27
Laghi					
Mergozzo	Piemonte	45° 57' 14"	08° 28' 32"	70	37
Candia	Piemonte	45° 19' 22"	07° 54' 33"	71	35
Viverone	Piemonte	45° 24' 50"	08° 02' 29"	71	35
Sirio	Piemonte	45° 29' 08"	07° 53' 01"	70	35
Avigliana piccolo	Piemonte	45° 03' 15"	07° 23' 37"	70	34
Morasco	Piemonte	46° 25' 31"	08° 23' 46"	70	38
Serrù	Piemonte	45° 27' 37"	07° 07' 11"	69	34
Baratz	Sardegna	40° 40' 51"	08° 13' 33"	78	27
Bidighinzu	Sardegna	40° 32' 26"	08° 40' 42"	79	27

Sos Canales	Sardegna	40° 33' 19"	09° 18' 51"	80	28
Liscia	Sardegna	41° 00' 42"	09° 16' 29"	79	29
Posada	Sardegna	40° 38' 18"	09° 36' 18"	81	28
Torrei	Sardegna	40° 03' 22"	09° 12' 12"	81	27

Un primo step è stato quindi quello di confrontare i valori di deposizione forniti dall'EMEP (http://webdab.emep.int/Unified_Model_Results/) con i valori misurati effettivamente nelle stazioni di campionamento della pioggia (Figure 1 e 2 e tabella 2).

Da questo confronto sui carichi di deposizione atmosferica calcolati e misurati si evince, in linea di massima, che i valori per le stazioni considerate risultano essere tendenzialmente dello stesso ordine di grandezza per quanto riguarda l'azoto nelle deposizioni atmosferiche (sia per la tipologia wet che per quella "totale", intesa come somma di bulk open field e throughfall, ove presente, anche se i valori risultano abbastanza differenti, con differenze anche dell'ordine dell'80-90% per la deposizione umida, ma più limitate (intorno al 30%) per la deposizione totale.

A questo proposito è importante notare che i valori forniti dal modello EMEP sono i valori medi previsti su una maglia di 2500 km², mentre i valori misurati si riferiscono a stazioni puntiformi, che possono essere soggetti a situazioni particolari (precipitazioni orografiche, inquinamenti locali) diversificate all'interno della stessa cella.

Deposizioni WET di Nox

Deposizioni WET di Nred



Fig. 1 Confronto della serie storica dei dati di N in forma ridotta e ossidata forniti dal modello EMEP con i valori misurati di nei campioni wet only (WET).

Deposizioni TOTALI (BOF+THF) di Nox

Deposizioni TOTALI (BOF+THF) di Nred

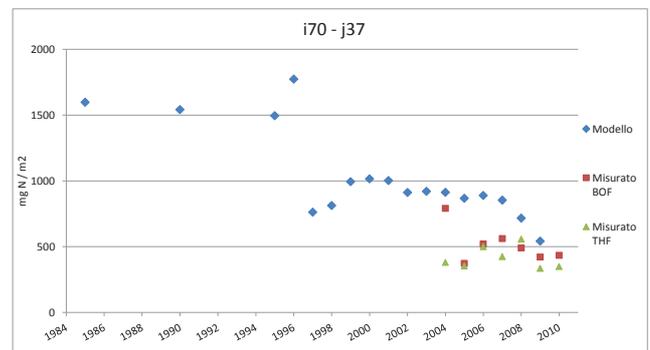
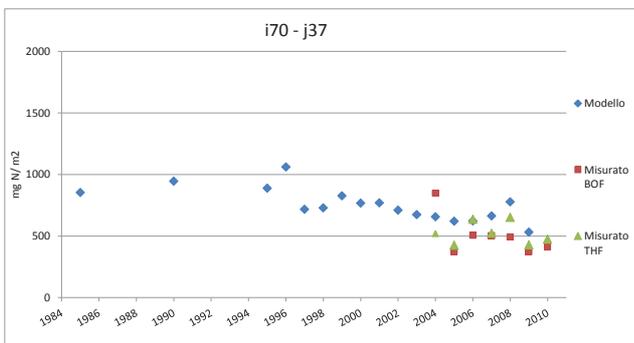
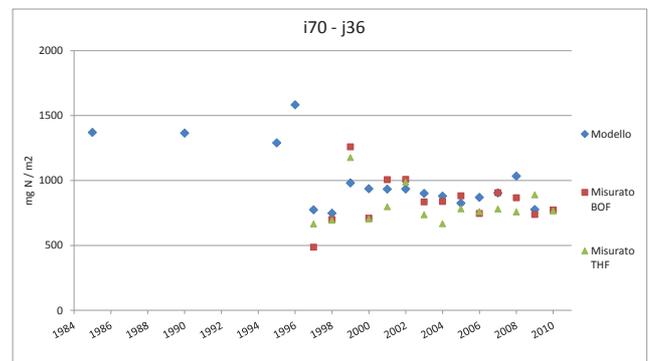
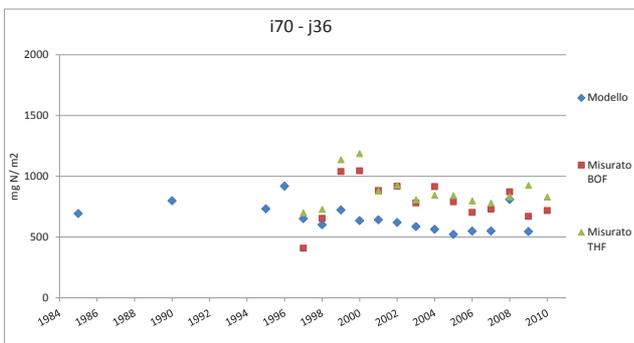
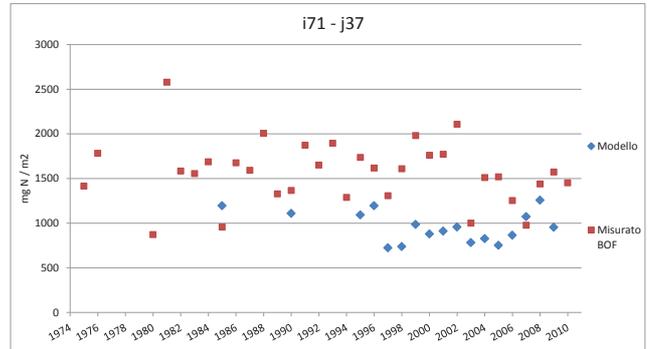
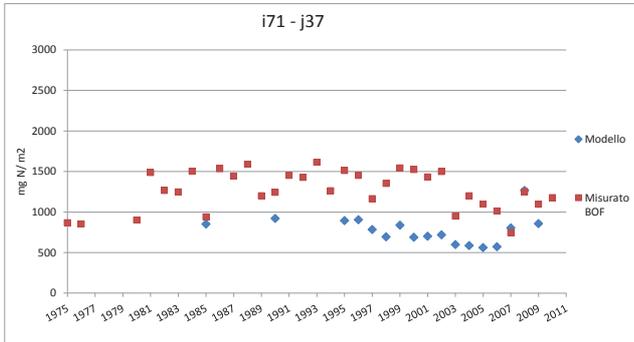


Fig. 2 Confronto della serie storica dei dati di N in forma ridotta e ossidata forniti dal modello EMEP con i valori misurati di nei campioni bulk open field (BOF) e throughfall (THF).

cella	Deposizione umida			Deposizione totale		
	Media Modello	Media Misurato	$\Delta\%$	Media Modello	Media Misurato	$\Delta\%$
	KgN/ha/a	KgN/ha/a		KgN/ha/a	KgN/ha/a	
71-37	126.8	231.9	82.9	178.9	239.2	33.7
70-37	123.5	89.8	-27.3	141.7	92.4	-34.8
70-36	127.8	130.5	2.1	147.7	158.1	7.0
81-23	72.1	148.7	52.9			
82-25	30.3			62.9		
79-27	33.1			64.8		
80-28	41.5	457.4	90.9			

Tabella 2 – Confronto tra i valori misurati e quelli ottenuti attraverso il modello EMEP per le celle contenenti una stazione di campionamento.

3. MODELLIZZAZIONE DEL RILASCIO DI AZOTO DAL BACINO IMBRIFERO

E' noto dalla letteratura che negli ecosistemi forestali l'elemento limitante è generalmente l'azoto. Essi trattengono quindi l'azoto apportato dalle deposizioni atmosferiche. Tuttavia, quando l'apporto di azoto supera una certa soglia, dipendente anche dalle caratteristiche stazionali, la ritenzione di azoto si riduce. Questo quadro generale è stato confermato sia da studi di campagna che da esperienze di concimazione azotata, come quelle mostrate in figura 3 e ricavate dai risultati del progetto europeo NITREX (Dise & Wright 1995)

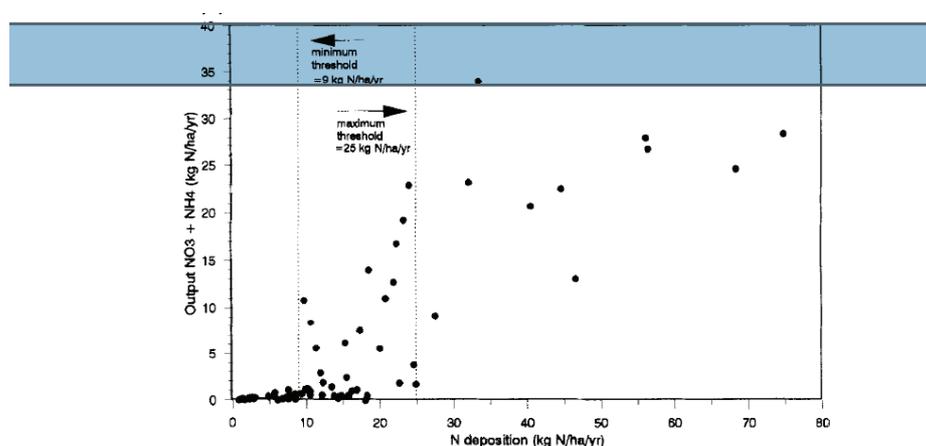


Fig. 3 – Rilascio d'azoto da ecosistemi forestali sperimentali, in funzione dell'apporto, da Dise & Wright (1995)

Queste indicazioni qualitative sono state formalizzate in un modello numerico da Dise et al. (2008), utilizzando l'ampio database del Programma Cooperativo Integrato di valutazione degli effetti del trasporto transfrontaliero degli inquinanti sulle foreste (ICP-Forests), sponsorizzato dall'Unione Europea e dalla Commissione Economica per l'Europa delle Nazioni Unite. Dise et al. (2008) hanno proposto, tarato e validato diversi modelli di rilascio di azoto dai suoli forestali, applicabili in alternativa uno rispetto all'altro in funzione dell'intensità della deposizione azotata e della qualità del suolo. Tre delle cinque relazioni proposte sono utilizzabili per suoli con alto contenuto organico, come quelli del Nord Europa e di alcune zone alpine, mentre quelle che meglio si adattano alle situazione italiana, valide per suoli con rapporto C/N minore di 23, sono riportate in tabella 3.

Tab.3 Modelli empirici per la predizione dell'azoto inorganico rilasciato da un bacino forestale (N-out) in funzione della deposizione (N-in) (Dise *et al.*, 2009).

Modello	Campo di applicazione	Equazione
1	$N\text{-in} < 8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	$N\text{-out} = 0,13 (N\text{-in})$
3	$N\text{-in} \geq 8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	$N\text{-out} = 0,68 (N\text{-in}) - 4,1$

Queste equazioni ricalcano sostanzialmente i valori già trovati nell'esperimento NITREX, ma sono basati sui valori misurati in più di 200 siti non soggetti a disturbo umano diretto, in 11 Paesi europei (de Vries et al. 2003)

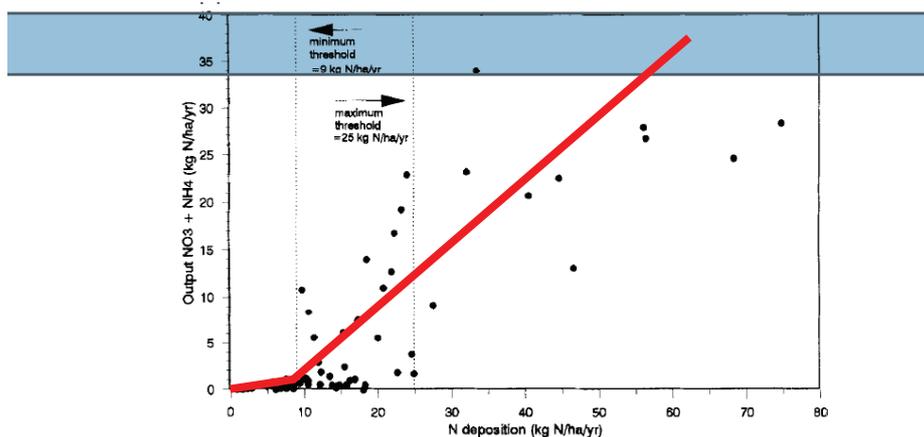


Fig. 4 – Confronto tra il rilascio d'azoto da ecosistemi forestali sperimentali, in funzione dell'apporto, (Dise & Wright 1995) e le equazioni dei modelli di Dise et al. (2008) (linee rosse).

4. VALIDAZIONE DELLE STIME DI RILASCIO DI AZOTO

Per validare le stime del modello di Dise, si è utilizzato un modello che permette di calcolare il carico massimo di azoto ai suoli forestali ammissibile senza che vi sia lisciviazione di azoto, è usando il Simple Mass Balance model (SMB) (Sverdrup et al. 1990, Sverdrup and De Vries 1994), un single-layer model, vale a dire che il suolo è trattato come un unico comparto omogeneo.

Il modello è stato applicato a due siti, uno in Sardegna e uno in Piemonte, per cui erano disponibili informazioni di dettaglio sulle caratteristiche del suolo e del soprasuolo forestale.

Il modello presuppone che:

- se il suolo è più profondo della zona di radicamento, si trascuri il ciclo dei nutrienti e di si tratti solo l'uptake di crescita netta,
- tutti i fenomeni di evapotraspirazione si verificano nella parte superiore del profilo del terreno,
- la percolazione è costante attraverso la superficie del terreno e si verifica solo verticalmente,
- le costanti chimico-fisiche si presume siano uniformi in tutto il profilo del terreno,
- i flussi interni (come ad esempio tassi di deposizione atmosferica, immobilizzazione azoto ecc.) sono indipendenti dalle condizioni chimiche del suolo (ad esempio pH).

Poiché il modello SMB descrive le condizioni dello stato stazionario, esso richiede medie di lungo periodo per flussi di ingresso. Variazioni a breve termine, per esempio, episodiche, stagionali o interannuali causate di perturbazioni naturali a breve termine, non sono considerate, ma si presume siano incluse nel calcolo della media a lungo termine.

Il punto di partenza per il calcolo di carichi critici di azoto, come nutriente, con il modello SMB è il bilancio di massa dell'azoto totale (N) per il comparto del suolo in esame:

$$N_{\text{dep}} + N_{\text{fix}} = N_{\text{ad}} + N_{\text{i}} + N_{\text{u}} + N_{\text{de}} + N_{\text{eros}} + N_{\text{fire}} + N_{\text{vol}} + N_{\text{le}} \quad (1)$$

dove:

N_{dep} = deposizione di N totale

N_{fix} = 'input' di N dalla fissazione biologica

N_{ad} = adsorbimento di N

N_{i} = immobilizzazione netta a lungo termine di N nella materia organica presente nel suolo

N_{u} = rimozione netta di N dall'agricoltura e dalla zootecnia

N_{de} = flusso di N atmosferico da processi di denitrificazione

N_{eros} = perdite di N attraverso processi erosivi

N_{fire} = perdite di N a causa di incendi (selvatici o controllati)

N_{vol} = perdite di N dall'atmosfera tramite volatilizzazione di NH_3

N_{le} = lisciviazione di N nel comparto radicale

Le seguenti ipotesi portano ad una semplificazione della equazione (1):

- L'assorbimento di azoto, quale ad esempio l'adsorbimento di NH_4 da minerali argillosi, che temporaneamente può portare ad un accumulo di N nel terreno, e che tuttavia viene memorizzato/rilasciato solo quando si ha un cambiamento nella deposizione, può quindi essere trascurato in caso di stato stazionario.
- La fissazione dell'azoto è trascurabile nella maggior parte degli ecosistemi (foresta), fatta eccezione per le specie N-fissatrici.
- La perdita di N dovuta ad incendi, fenomeni erosivi e volatilizzazioni è bassa per la maggior parte degli ecosistemi in Europa, e di conseguenza trascurata nella seguente discussione.
- La lisciviazione di ammonio (NH_4) può essere trascurata in tutti gli ecosistemi forestali, preferenzialmente a causa dell'uptake e della completa nitrificazione nella zona radicale (cioè $NH_{4,le} = 0$, $N_{le} = NO_{3,le}$).

Da questa semplificazione dell'ipotesi l'equazione (1) diventa:

$$N_{dep} = N_i + N_u + N_{de} + N_{le} \quad (2)$$

Da questa equazione, il carico critico si ottiene dalla definizione di un limite accettabile per la lisciviazione di N, $N_{le}(acc)$, e la scelta di questo limite dipende "dall'elemento sensibile per l'ambiente" che deve essere protetto. Nel nostro caso, però il valore è stato posto a zero, per valutare il carico massimo ammissibile prima che si abbia rilascio di azoto.

La deposizione di N quando il rilascio è zero diventa il carico critico di azoto nutriente, $CL_{dado}(N)$:

$$CL_{nut}(N) = N_i + N_u + N_{de} \quad (3)$$

Considerando le alte temperature registrate in Italia, N_i è stato impostato come $1 \text{ Kg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (Posch 2004).

La denitrificazione è stata considerata linearmente correlata all'input netto di N (De Vries et al. 1994):

$$N_{de} = \max(0, f_{de}(N_{dep} - N_i - N_u))$$

dove f_{de} , la cosiddetta frazione di denitrificazione, impostata rispettivamente come 0,5 e 0,7 per terreni sabbiosi e argillosi.

I risultati di questa di modellizzazione sono risultati essere 13,4 kg ha⁻¹ in Val Sessera, in un bosco ceduo di faggi relativamente giovani e 7,0 kg ha⁻¹ in Sardegna, in un bosco più maturo, confermando che vi è già una probabilità di rilascio di azoto anche per deposizioni al di sotto di 10 kg ha⁻¹ a⁻¹.

5. VERIFICA DELLA SATURAZIONE DI AZOTO ATTRAVERSO L'ANALISI DEI CORSI D'ACQUA

Per verificare se effettivamente i valori di deposizione di azoto misurati in Piemonte e Sardegna fossero tali da far presupporre un rilascio di azoto dai bacini imbriferi, è stato applicato il modello di Stoddard & Traaen (1996) a due bacini forestali, uno per regione, collocati in prossimità dei siti InHabit a quota sufficientemente elevata da poter trascurare l'influsso delle acque sotterranee: la parte sommitale del Rio Sessera (Piemonte), in prossimità della stazione di campionamento delle deposizioni atmosferiche, e il rio Su Drambunco, nel comune di Aladei Sardi (SS) nel bacino del Lago Posada. Le concentrazioni di azoto sono state misurate nel laboratorio dell'ISE per il primo, mentre per il secondo esse sono state ricavate dalla banca dati CEDOC-Regione Sardegna (<http://82.85.20.58/sardegna/webapp/index.php>) per gli anni 2002-2009.

In base alla già citata teoria della saturazione da azoto dei suoli (Aber et al. 1989), la quantità di azoto, presente in un corso d'acqua, sarà una funzione al livello di saturazione di azoto presentato dal suolo (Aber *et al.*, 1989), la cui evoluzione può essere descritta in quattro "stadi" successivi (descritti in dettaglio da Traaen & Stoddard, 1995) nei quali i processi di trasformazione dell'azoto assumono un'importanza relativa differente:

Stadio zero: allo stadio zero predomina la domanda di azoto da parte delle piante e della componente microbica presente nel terreno; tale richiesta influenza fortemente i livelli stagionali di nitrati delle acque riceventi che saranno per la maggior parte dell'anno molto bassi se non addirittura al di sotto del limite di rilevazione del metodo analitico e, lievemente più alti, solo durante il disgelo (nelle zone dove la neve rimane accumulata oltre i mesi invernali), oppure durante le piogge primaverili particolarmente violente (Fig. 5a).

Stadio uno: la perdita di nitrati da parte del bacino imbrifero durante il disgelo e le piogge primaverili diviene consistente, aumentando di conseguenza il livello di azoto nelle acque

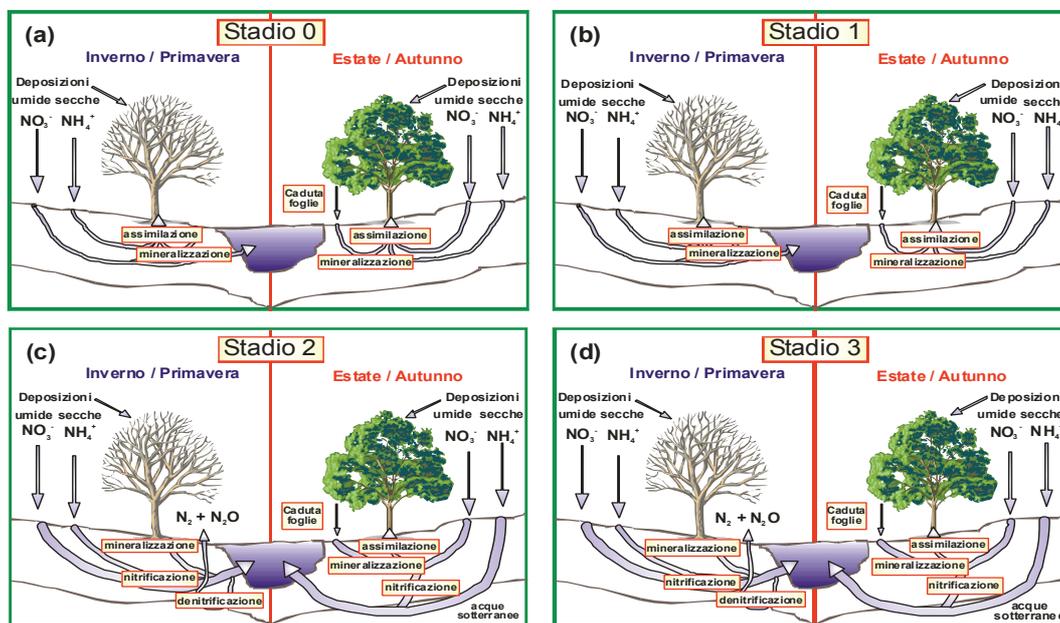


Fig.5 Rappresentazione schematica del ciclo dell'azoto di un bacino idrografico, suddiviso in quattro stadi di saturazione: (a) Stadio 0; (b) Stadio 1; (c) Stadio 2 e (d) Stadio 3 (tratto da Traaen & Stoddard, 1995).

superficiali (Fig. 5b). Tale fenomeno è considerato il primo segnale che i bacini imbriferi stanno procedendo verso i livelli di saturazione (Murdoch & Stoddard, 1992).

Stadio due: La domanda biologica non esercita più un controllo sulle concentrazioni di azoto invernale e primaverile; pertanto nello stadio due il ciclo annuale non è più dominato dall'assorbimento (come negli stadi zero e uno), ma dal rilascio di azoto per denitrificazione o per filtrazione al di sotto della fascia radicale andando così ad incrementare la concentrazione di nitrati nelle acque percolate (Fig. 5c). In questi casi le masse d'acqua sotterranee apportano un maggior contributo di azoto al corso d'acqua rispetto alle acque di superficie. Nello stadio due, pertanto, l'azoto prodotto (deposizione e mineralizzazione) supera l'azoto assorbito.

Stadio tre: il bacino idrografico diviene una netta sorgente di azoto più che di deposito. Infatti i meccanismi di ritenzione (utilizzo da parte della vegetazione e della componente microbica) sono ridotti, mentre i meccanismi di mineralizzazione contribuiscono in modo sostanziale al rilascio di azoto dal bacino imbrifero (Fig. 5d). Deposizione e mineralizzazione contribuiscono al dilavamento dell'azoto da parte delle acque di superficie e lo stadio tre è quindi caratterizzato da concentrazioni di nitrati estremamente elevate nel corso d'acqua, che possono superare le immissioni atmosferiche.

Gli stadi descritti da Stoddard sono stati adattati in funzione della diversa frequenza di campionamento dei corsi d'acqua: per i corsi d'acqua in cui vengono effettuati campionamenti frequenti che permettono una classificazione precisa, si utilizza il modello descritto in tabella 5.

Tab. 5 Classificazione dei bacini imbriferi in base agli stadi di saturazione di azoto. Modello basato su campionamenti frequenti; concentrazioni espresse come valori medi mensili di nitrati (tratto da Traaen & Stoddard, 1995).

STADIO	CONDIZIONI DI SATURAZIONE
Stadio 0	almeno 3 mesi nella stagione di crescita con $\text{NO}_3 \leq 3 \mu\text{eq l}^{-1}$ ed un valore massimo $< 20 \mu\text{eq l}^{-1}$
Stadio 1	1-2 mesi nella stagione di crescita con $\text{NO}_3 \leq 3 \mu\text{eq l}^{-1}$, o almeno 3 mesi nella stagione di crescita con $\text{NO}_3 \leq 3 \mu\text{eq l}^{-1}$ ed un valore massimo $\geq 20 \mu\text{eq l}^{-1}$
Stadio 2	nessun mese con $\text{NO}_3 \leq 3 \mu\text{eq l}^{-1}$ e almeno 3 mesi nella stagione di crescita con $\text{NO}_3 < 50 \mu\text{eq l}^{-1}$
Stadio 3	meno di 3 mesi con $\text{NO}_3 < 50 \mu\text{eq l}^{-1}$

Nei grafici in figura 6 sono rappresentate le serie temporali relative all'azoto nitrico espresso in mg L^{-1} per i due corsi d'acqua citati. Già da questo grafico, si vede che nel sito piemontese i suoli sono saturi di azoto, che viene rilasciato nel ruscello che drena l'area forestale tutto l'anno, con concentrazioni variabili ma sempre elevate. Nel caso del ruscello sardo, invece, si ha una spiccata stagionalità dei rilasci, con valori inferiori in estate e maggiori in inverno, indicando una minore saturazione di azoto.

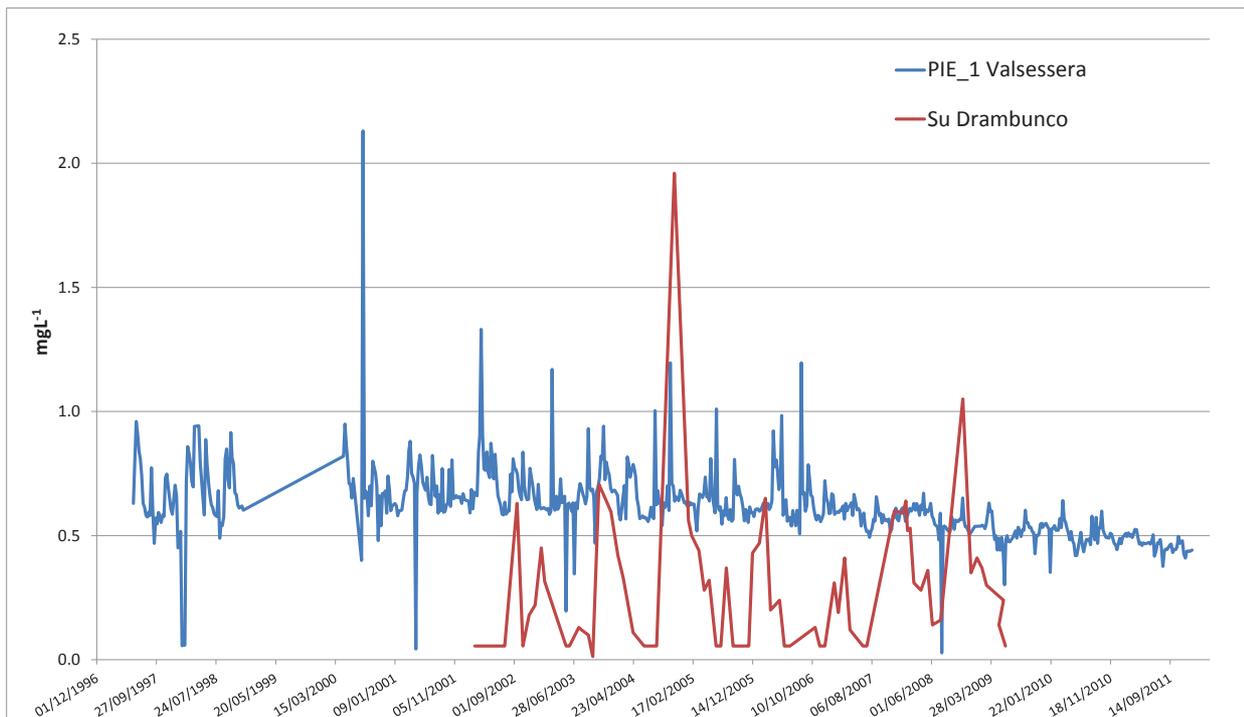


Fig.5 - Andamenti temporali dei valori di azoto nitrico (mgL^{-1}) nei corsi d'acqua considerati.

Per valutare l'indice di Stoddard dei due corsi d'acqua considerati, in Piemonte e Sardegna, si è fatto uso della serie di dati disponibile, relativa al periodo 2002- 2009. Si sono dapprima calcolati i valori medi per ciascun mese, quindi, facendo uso dell'approccio descritto in tabella 5, si sono ottenuti i valori riportati nella tabella 6.

Ne risulta che il sito piemontese, soggetto a deposizione più elevata di azoto, si trova già in classe 2 (elevata saturazione), mentre il sito sardo si trova in classe 1 (moderata saturazione).

Tab. 6 Concentrazioni medie ponderate mensili ($\mu\text{eq L}^{-1}$) di azoto nitrico per il periodo 2002-2009 e indicazione del relativo indice di Stoddard.

	PIE_1 Valsessera	Su Drambunco
Gennaio	44	36
Febbraio	43	28
Marzo	47	21
Aprile	47	12
Maggio	46	11
Giugno	42	1
Luglio	39	3
Agosto	45	12
Settembre	45	17
Ottobre	45	3
Novembre	45	46
Dicembre	45	24
Indice Stoddard	2	1

6. RISULTATI

Sulla base dei modelli e delle considerazioni descritti nei capitoli precedenti, abbiamo calcolato per ognuno dei laghi del progetto InHabit, gli apporti atmosferici diretti al lago e quelli apportati dalle deposizioni atmosferiche al bacino imbrifero e poi rilasciati al lago, nell'ipotesi che tutto il bacino imbrifero sia ricoperto da foreste. Si tenga presente che questa è realistica per alcuni laghi (Mergozzo, Avigliana Piccolo, Sirio, Baratz, Sos Canales, Torrei), nei cui bacini le aree urbanizzate e quelle coltivate sono molto modeste. Per quei bacini in cui la superficie è prevalentemente coltivata, come nel caso dei laghi di Candia e di Viverone e degli altri invasi sardi, l'apporto di azoto dovuto al rilascio dei terreni coltivati è stato computato tra gli apporti antropici diretti.

Per quattro laghi piemontesi, la stima è stata effettuata sia utilizzando i dati di deposizione del modello EMEP, sia quelli della più vicina stazione di raccolta delle deposizioni atmosferiche, tuttavia il confronto delle due stime mostra che le differenze in termini di carichi complessivi e soprattutto di carichi percentuali sono irrilevanti, e di conseguenza si assume che sia possibile utilizzare le stime del modello EMEP per estendere la modellizzazione ad altre regioni italiane.

I valori così calcolati sono confrontati, sia in termini assoluti che percentuali, in figura 3 con l'apporto diretto di azoto dovuto alle attività umane, così come calcolato nei piani di gestione.

In complesso si può notare che per i bacini sardi di Bidighinzu, Sos Canales, Posada e Torrei, gli apporti diretti dovuti all'attività agricola nel bacino imbrifero sono molto elevati, e l'apporto atmosferico è quindi percentualmente insignificante.

Al contrario, nei due bacini di alta montagna l'unica fonte di azoto è quella atmosferica non essendovi nessuna attività agricola o zootecnica rilevante nel bacino imbrifero.

Un caso più interessante è quello dei laghi piemontesi (Mergozzo, Candia, Viverone, Sirio e Avigliana Piccolo), del Lago Baratz e dell'invaso di Torrei, entrambi in Sardegna. In questo caso l'apporto atmosferico, diretto o mediato dal bacino imbrifero, rappresenta una percentuale notevole dell'apporto di azoto, dal 47% del Lago di Candia a più del 95% del Lago di Mergozzo, e tale percentuale è tanto più alta quanto ridotto è il disturbo antropico diretto al lago.

Ne consegue che l'importanza dell'apporto atmosferico di azoto sulla qualità delle acque ed eventualmente il suo possibile effetto sulle comunità biologiche che vi vivono sarà tanto più evidente quanto più un lago si avvicina alle condizioni di riferimento.

Diventa quindi essenziale verificare l'importanza di diversi apporti di azoto nei siti di riferimento, perché la deposizione azotata è un fattore di disturbo non considerato nel sistema di gestione delle acque previsto dalla Direttiva Quadro, e basato sulla gestione dei bacini imbriferi.

Inoltre variazioni nell'intensità della deposizione azotata nei siti di riferimento possono influenzarne le comunità biologiche, alterando l'intero impianto della valutazione della qualità dei corpi idrici sulla base dei rapporti di qualità ecologica.

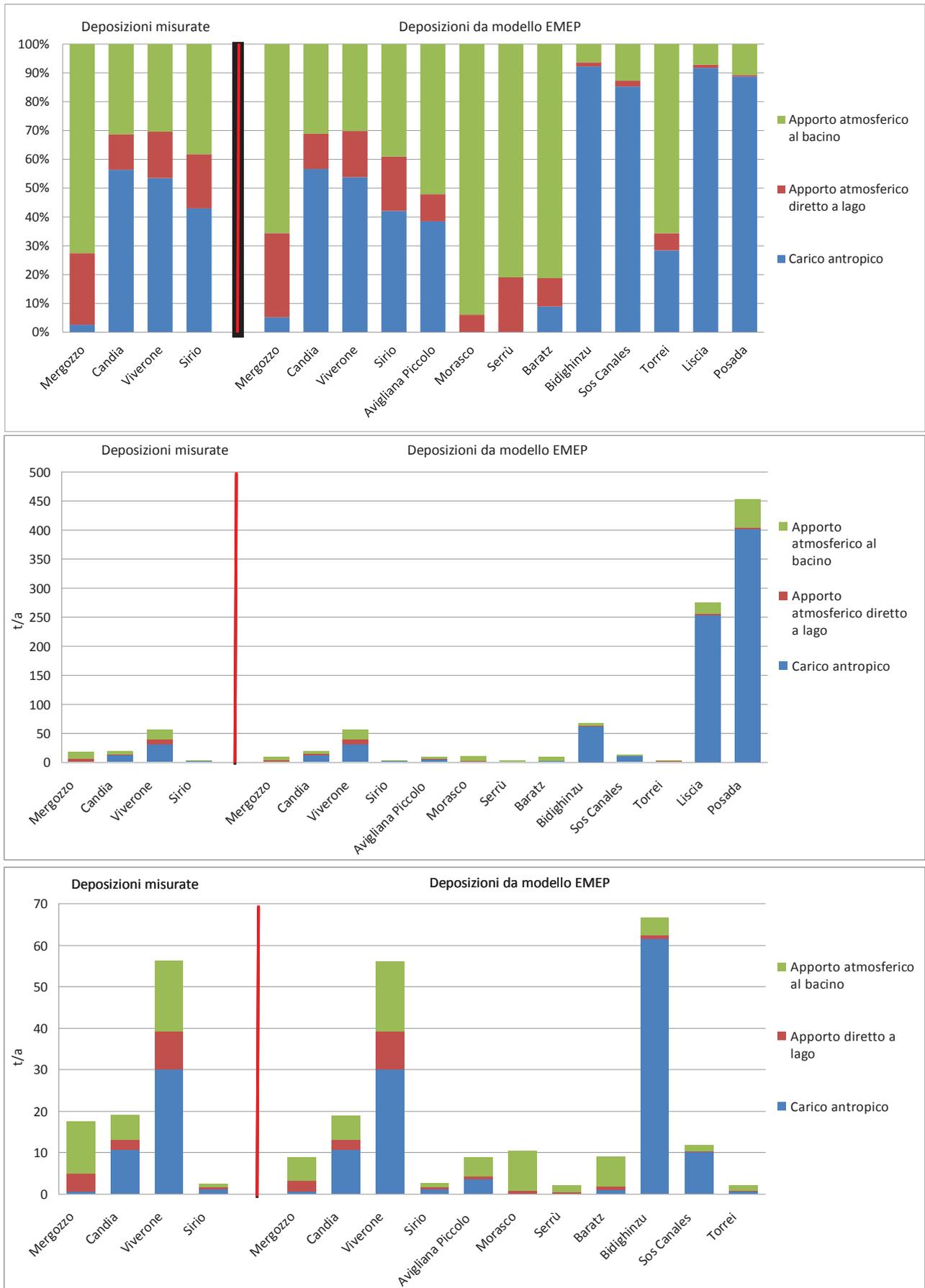


Fig.6 - Apporti in termini percentuali e assoluti di azoto totale ($t a^{-1}$) per i laghi ed invasi selezionati.

7. CONCLUSIONI

L'esame dettagliato della deposizione di azoto nei bacini imbriferi dei laghi e degli invasi del progetto InHabit ha mostrato come il trasporto per via atmosferica dell'azoto da aree esterne al bacino imbrifero del lago può avere un effetto notevole sulla concentrazione di azoto nel lago stesso.

Questo aspetto è particolarmente importante perché il trasporto atmosferico di inquinanti, si tratti dell'azoto o/e del mercurio, dei microinquinanti organici, o di altre sostanze volatili, non è stato considerato nell'impianto della Direttiva Quadro sulle Acque, che considera il bacino fluviale come l'unica unità di gestione delle acque.

In particolare, l'apporto atmosferico di azoto è particolarmente importante nel caso dei siti di riferimento, dove può essere superiore agli apporti diretti di un ordine di grandezza. Questi risultati sono particolarmente importanti per quegli elementi di qualità biologica che possono rispondere direttamente ad un'aumentata concentrazione di azoto.

Infatti, i laghi sono scelti come ambienti di riferimento in base all'assenza o alla ridotta intensità del disturbo antropico diretto. Si assume quindi che essi ospitino comunità biologiche in condizioni di riferimento. Se, tuttavia, alcune comunità biologiche rispondono all'aumentata concentrazione di azoto, esse si allontanano dalle condizioni di riferimento nei laghi in cui l'apporto di azoto atmosferico è elevato, anche in assenza di una sorgente di disturbo locale.

Ne consegue che un corpo idrico designato come corpo idrico di riferimento potrebbe trovarsi in condizioni lontane da quelle di riferimento a causa della deposizione di azoto, alterando di conseguenza e a cascata le stime dei rapporti di qualità ecologica.

Bibliografia

Aber JD, Nadelhoffer KJ, Steudler P, Melillo JM. 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystem. *Bioscience* 39: 378-386

Baron JS, Rueth HM, Wolfe AM, Nydick KR, Allstott EJ, Minear JT, Moraska B. 2000. Ecosystem responses to nitrogen deposition in the Colorado Front Range. *Ecosystems* 3: 352-368.

Camargo JA, Alonso A. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environ Int.* 32:831-49.

De Vries W, Reinds GJ, Posch M. 1994. Assessment of critical loads and their exceedances on European forests using a one-layer steady-state model. *Water, Air and Soil Pollution* 72: 357-394.

- Dise NB, Wright RF. 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management*, 71: 153-161.
- Dise NB, Rothwell JJ; Gauci V, van der Salm C, de Vries W. 2008. Predicting dissolved inorganic nitrogen leaching in European forests using two independent databases. *Science of the Total Environment*, 407: 1798-1808.
- Fenn ME, Poth MA, Aber JD, Baron JS, Bormann BT, Johnson DW, Lemly AD, McNulty SG, Ryan DF, Stottlemeyer R. 1998. Nitrogen excess in North American ecosystems: Predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecological Applications* 8: 706–733.
- Fenn ME, Haeuber R, Tonnesen GS, Baron JS, Grossman-Clarke S, Hope D, Jaffe DA, Copeland, S, Geiser L, Rueth HM, Sickman JO. 2003. Nitrogen emissions, deposition, and monitoring in the western United States. *Bioscience* 53, 391-403.
- Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, Seitzinger SP, Howarth RH, Cowling EB, Cosby BJ (2003) The nitrogen cascade. *Bioscience* 53:341–356.
- Heathwaite A.L, Johnes P.J, Peters N.E. Trends in nutrients and water quality. *Hydrol. Process.* 1996;10:263–293.
- Jenkins A; Ferrier RC; Cosby BJ. 1997. A dynamic model for assessing the impact of coupled sulphur and nitrogen deposition scenarios on surface water acidification. *Journal of Hydrology*, 197: 111-127.
- Lepori, F. and F. Keck, 2012. Effects of Atmospheric Nitrogen Deposition on Remote Freshwater Ecosystems. *Ambio*, in press.
- Marchetto A, Mosello R, Psenner R, Bendetta G, Boggero A, Tait D, Tartari GA: 1995, Factors affecting water chemistry of alpine lakes, *Aquatic Sciences*. 55, 81--89.
- Meybeck M. 1982 Carbon, nitrogen, and phosphorous transport by world rivers. *American Journal Science*, 282, 401–450.
- Mitchell J, Driscoll CT, Kahl JS, Likens GE, Murdoch PS, Pardo LH. 1996 Climatic control of nitrate losses from forested watersheds in the Northeast United States. *Environ Sci Technol* 30: 2609-2612
- Mosello R, Marchetto A. 1996. Chemistry of atmospheric deposition in Italy: results from a five year study. *Ambio*, 25: 21-25.
- Mosello R, Brizzio C, Kotzias D, Marchetto A, Rembges D, Tartari GA. 2002. The chemistry of atmospheric deposition in Italy in the framework of the National Programme for Forest Ecosystems Control (CON.ECO.FOR.). *J. Limnol.*, 61(Suppl. 1): 77-92.
- Murdoch PS, Stoddard JL. 1992. The role of nitrate in the acidification of streams in the Catskill mountains of New-York. *Water Resources Research*, 28: 2707-2720.

- Paerl HW, Whitall DR. 1999. Anthropogenically-derived atmospheric nitrogen deposition, marine eutrophication and harmful algal blooms expansion: is there a link? *Ambio*, 28: 307-311.
- Porporato A, D'Odorico P, Laioc F, Rodriguez-Iturbe I. 2003. Hydrologic controls on soil carbon and nitrogen cycles. I. Modeling scheme. *Advance in Water Research*, 26: 45–58
- Posch M; Hettelingh JP; De Smet PAM. 2001. Characterization of critical load exceedances in Europe. *Water Air and Soil Pollution*, 130: 1139-1144.
- Posch J. 2004. Part. 5.3. Modelling Critical Loads for Terrestrial Ecosystems. In: *ICP Modelling and Mapping (2004): Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and geographical areas where they are exceeded*. UBA-Texte 52/04
- Sverdrup H, De Vries W, Henriksen A. 1990. Mapping Critical Loads. Environmental. Report 1990:14 (NORD 1990:98), Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 124 pp.
- Sverdrup H, De Vries W. 1994. Calculating critical loads for acidity with the simple mass balance method. *Water, Air and Soil Pollution* 72: 143-162.
- Rabalais NN. 2002. Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio*. 3:102-12.
- Rodríguez-Iturbe I., D'Odorico P; Laio F; Ridolfi L, Tamea. 2007. Challenges in humid land ecohydrology: Interactions of water table and unsaturated zone with climate, soil, and vegetation *Water Resource Reserach*, 43: 3-9
- Rogora M, Mosello R, Calderoni A, Barbieri A. 2006. Nitrogen budget of a subalpine lake in North-Western Italy: the role of atmospheric input in the upward trend of nitrogen concentrations. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 29: 2027-2030.
- Rogora M, Massafferro J, Marchetto A, Tartari GA, Mosello R. 2008. The water chemistry of Northern Patagonian lakes and their nitrogen status in comparison with remote lakes in different regions of the globe. *J. Limnol.* 67: 75-86.
- Sala OE, Chapin III FS, Armesto JJ. 2000. Global biodiversità scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770–1774.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2005). *Handbook of the Convention on Biological Diversity including its Cartagena Protocol on Biosafety*, 3rd edn. SCBD, Montreal, Canada.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2005. *Handbook of the Convention on Biological Diversity including its Cartagena Protocol on Biosafety*, 3rd edn. SCBD, Montreal, Canada.
- Traaen TS, Stoddard JL. 1995. Convention on long-range transboundary air pollution. An assessment of Nitrogen Leaching from Watersheds included in ICP on Waters. Niva report, Oslo: 39pp.

Tyrell T. 1999. The relative influences of nitrogen and phosphorus on oceanic primary production. *Nature*, 400: 525-531.

Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, Likens GE, Matson PA, Schindler FW, Schlesinger WH, Tilman DG. Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Sources and Consequences. *Ecological Applications*: 7: 737–750.