

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PARMA
DOTTORATO DI RICERCA IN ECOLOGIA
XXV CICLO

TESI DI DOTTORATO

**Caratterizzazione ecologica dei cianobatteri nelle acque
interne attraverso lo studio delle loro proprietà ottiche
da dati in situ e immagini telerilevate.**

Relatori:

Dott. Pierluigi Viaroli
Dott.ssa Claudia Giardino
Dott. Marco Bartoli

Contro Relatore:

Dott. Roberto Colombo

Dottorando: Bresciani Mariano

Sommario

Abstract.....	1
1 Introduzione	5
1.1 I cianobatteri	10
1.2 Il Telerilevamento.....	20
1.2.1 Il telerilevamento applicato agli ambienti acquatici	22
1.2.2 Il telerilevamento applicato allo studio dei cianobatteri	27
1.3 Contestualizzazione delle attività di ricerca.....	33
2 Aree di Studio e indicazioni sui cianobatteri	35
3 Materiali e metodi	43
3.1 Tecniche di pre-elaborazione delle immagini	43
3.1.1 Correzione atmosferica	43
3.1.2 Correzione degli effetti di adiacenza e sun-glint	45
3.2 Caratterizzazione delle proprietà ottiche delle acque tramite misure in situ	47
3.3 Misure biogeochimiche dei sedimenti	52
3.4 Dati ancillari	55
3.5 Analisi statistiche	56
4 Risultati.....	58
4.1 Analisi delle immagini e dello stato di qualità delle acque.....	58
4.1.1 Analisi del preprocessing.....	58

4.1.2	Implementazione tramite le tecniche di telerilevamento del monitoraggio dei corpi idrici	65
4.1.3	Implementazione della modellistica bio-ottica	69
4.1.4	Sintesi dei risultati	72
4.2	Analisi delle caratteristiche spettrali	73
4.2.1	Firme spettrali di campo e laboratorio	73
4.2.2	Analisi delle simulazioni applicate ai sensori satellitari e aviotrasportati	80
4.2.3	Implementazione degli algoritmi	86
4.2.4	Test degli algoritmi semi-empirici per i cianobatteri	109
4.2.5	Sintesi dei risultati ottenuti	126
4.3	Analisi ecologiche.....	129
4.3.1	Laguna dei Curi	129
4.3.2	Lago Trasimeno	144
4.3.3	Laghi di Garda e Maggiore	153
4.3.4	Laghi di Mantova	157
4.3.5	Lago d'Idro	166
4.3.6	Sintesi dei risultati	170
5	Conclusioni	173
6	Lista delle pubblicazioni	180
7	Riferimenti bibliografici	183

*Alla mia dolce metà Daniela che mi ha sopportato e
aiutato dandomi le gioie più grandi della vita:
Beniamino, Tommaso ed Eleonora.*

*In ogni momento difficile è bastato un loro sorriso,
un gioco e un abbraccio per capire quanto è bella
la vita.*

Lista delle Figure

Fig. 1. In a) spettri di assorbimento dei differenti pigmenti fotosintetici presenti nei differenti gruppi fitoplanctonici, in b) firme spettrali con indicati picchi di riflettanza dovuti ai differenti pigmenti fotosintetici fitoplanctonici.

Fig. 2. In alto localizzazione delle aree di studio investigate; in basso differenti tipologie di fenomeni di fioritura da cianobatteri: a) fenomeni sporadici di fioriture omogenee con elevate migrazioni verticali in laghi oligo-mesotrofici profondi (lago di Garda, foto di N.Salmaso); b) frequenti ed intense fioriture eterogenee in piccoli laghi eutrofici (laghi di Mantova); c) frequenti ed intense fioriture omogenee con formazioni di scum in laghi e lagune ipertrofici (laguna dei Curi); d) Frequenti fioriture omogenee in laghi meso-eutrofici poco profondi (lago Trasimeno).

Fig. 3. Confronto effettuato nei laghi di Mantova tra differenti spettrometri, in a) confronto tra le misure di riflettanza acquisite con il FieldSpec ASD-FR (FR) e l'ASD Hand-Held (HH), in b) confronto tra FR e il Ramses (RAM).

Fig. 4. Confronto tra i valori di riflettanza acquisiti con il FieldSpec ASD-FR (FR) e il sistema in continuo MRI.

Fig. 5. Confronto tra R_{rs} (linea continua) e $R(0-)$ (linea punteggiata) acquisite contemporaneamente e nello stesso punto di campionamento. All'interno della parte grigia la differenza tra i due parametri, causate da problemi d'illuminazione, è chiaramente visibile.

Fig. 6. Confronto tra dati in situ e dati MERIS corretti con due metodi di correzione atmosferica (6S e BEAM-C2R ESA valido solo per MERIS) nella laguna dei Curi (Giardino et al., 2010a).

Fig. 7. Valori del rapporto di bande di riflettanza R_{rs} banda 9/ banda 7 calcolato da MERIS del 22 luglio 2009 al variare della visibilità (AOT). Nella tabella sono riportati gli errori in funzione degli AOT calcolati confrontando il rapporto $R_{rs}(b9)/R_{rs}(b7)$ derivato dall'immagine e dalle misure in situ ($n = 12$) (Bresciani et al., 2012a).

Fig. 8. Confronto tra le firme spettrali da immagini MERIS del lago Omodeo processate con differenti codici di correzione atmosferica in presenza (linea tratteggiata) e assenza (linea continua) di fioritura algale (Bresciani et al., 2012b).

Fig. 9. Confronto tra i prodotti di qualità delle acque ottenuti da immagini MERIS e dati in situ (Giardino et al., 2010b).

Fig. 10. Confronto tra le firme spettrali di campo ricampionate alle caratteristiche radiometriche del sensore MERIS e le riflettanze estratte dall'immagine MERIS con e senza l'applicazione del tool ICOL. A destra confronto tra i valori di AOT dalla stazione AERONET di Stresa e i dati estratti dalle immagini MERIS con e senza ICOL.

Fig. 11. A sinistra immagine MERIS del lago Trasimeno del 17-05-09, a destra la mappa dell'errore dovuto all'adiacenza (Knaeps et al., 2010).

Fig. 12. Confronto tra i valori di riflettanza con e senza la rimozione degli effetti di adiacenza e le misure in situ in differenti zone del lago Trasimeno.

Fig. 13. Serie temporale delle stime di Chl-a nei laghi di Garda e Maggiore (Bresciani et al., 2011a).

Fig. 14. Concentrazione di Chl-a derivate dalle immagini satellitari MERIS acquisite nel periodo 2003-2009 per i laghi Garda e Maggiore (Bresciani et al., 2011). I valori si riferiscono alle media annuali per una regione d'interesse (ROI) situata al centro di ciascun lago. La linea orizzontale indica il limite di soglia tra le classi 'alta' e 'moderata' qualità delle acque come definite in seguito all'esercizio d'intercalibrazione del gruppo Alpine Geographic Intercalibration (Wolfram et al., 2009).

Fig. 15. Concentrazione media (quadrati), minima (triangolo) e massima (rombo) di Chl-a in corrispondenza della ROI centrale dei laghi come derivate dalle immagini MERIS. La linea orizzontale indica il limite tra le classi di 'alta' e 'moderata' qualità delle acque (Bresciani et al., 2011).

Fig. 16. L'andamento temporale delle concentrazioni di solidi sospesi in tre aree del lago Trasimeno confrontato con una soglia di riferimento di 18.2 g/m³ (valore medio più una deviazione standard della concentrazione di

TSM misurata nella stazione dell'ARPA Umbria nel periodo 2005–2008). Il numero di volte (in percentuale) per le quali le concentrazioni di TSM sono risultate superiori alla soglia è indicato per ogni stazione in legenda (Giardino et al., 2010a).

Fig. 17. Firme spettrali di riflettanza al di sotto della superficie acquatica $R(0;\lambda)$ dei differenti ecosistemi acquatici considerati.

Fig. 18. Sintesi delle firme rappresentative delle acque analizzate in assenza (Lago Maggiore) o presenza di differenti fenomeni di fioriture. L'area evidenziata in rosso indica la regione d'interesse della ficoeritrina, quella in azzurra della ficocianina e in quella verde della clorofilla-a.

Fig. 19. Firme spettrali di riflettanza al di sotto della superficie acquatica $R(0;\lambda)$ su campioni algali di Microcystis forniti dal CNR-ISE.

Fig. 20. Valori del coefficiente di assorbimento misurati su campioni noti di Microcystis.

Fig. 21. Valori di backscattering misurati su campioni noti di Microcystis.

Fig. 22. Firme simulate nel range dello spettro elettromagnetico 400-750 nm per diverse concentrazioni di ficocianine.

Fig. 23. Firme simulate mantenendo costanti le concentrazioni di ficocianine e variando le concentrazioni degli altri parametri otticamente attivi.

Fig. 24. A sinistra le mappe di Chl-a prodotte dalle immagini CHRIS e MERIS (19 agosto 2011); a destra le firme spettrali, per le acque di una zona di centro lago, estratte delle immagini CHRIS e MERIS.

Fig. 25. A sinistra le firme spettrali MERIS e LANDSAT-TM delle acque pelagiche di centro del lago d'Idro, a destra le firme spettrali MERIS e MIVIS del lago Superiore di Mantova.

Fig. 26. Correlazione tra l'algoritmo derivato dal rapporto di riflettanze dei dati spettro radiometrici e le concentrazioni di Chl-a (Giardino et al., 2010a).

Fig. 27. Mappe di concentrazioni di Chl-a ottenuta dall'applicazione dell'algoritmo semi-empirico implementato su immagini MERIS (Giardino et al., 2010b).

Fig. 28. Confronto tra i prodotti ottenuti da immagini MERIS e dati in situ calcolati per 15 stazioni a Marzo e 10 stazioni a Luglio (Giardino et al., 2010a).

Fig. 29. Correlazione tra l'algoritmo derivato dal rapporto di riflettanze dei dati spettrometrici e le concentrazioni di Chl-a per il periodo estivo (Bresciani et al., 2012a).

Fig. 30. Mappe di concentrazioni di Chl-a ottenuta dall'applicazione dell'algoritmo semi-empirico (specifico per il periodo estivo) implementato su immagini MERIS (Bresciani et al., 2012a).

Fig. 31. Confronto tra le concentrazioni di Chl-a (mg/m^3) ottenute da immagini MERIS e dati in situ calcolati per 12 stazioni nel 2009 e 14 stazioni per il 2008 e il 2007 (Bresciani et al., 2012a).

Fig. 32. a) correlazione tra il rapporto di banda MERIS e le concentrazioni di Chl-a; b) confronto tra i prodotti ottenuti da immagini MERIS e dati in situ calcolati per 14 campioni raccolti in due stazioni durante tutto il 2011 (Zilius et al., in revisione).

Fig. 33. Mappe di concentrazioni di Chl-a ottenuta dall'applicazione dell'algoritmo implementato su immagini MERIS per il 2011 (Zilius et al., in revisione).

Fig. 34. Firme spettrali della Laguna dei Curi (Bresciani et al., in revisione RSE).

Fig. 35. In a) firme in situ di differenti condizioni delle acque in base alla presenza di scum o differenti concentrazioni (mg/m^3) di Chl-a, acquisite nelle campagne estive del 2009, 2011 e 2012 ricampionate alle caratteristiche MERIS. In b) firme spettrali estratte da ROI di differenti immagini MERIS (Bresciani et al., in revisione RSE).

Fig. 36. Abbondanza relativa delle classi di fitoplancton nei quattro i campionamenti (date evidenziate in giallo). Nei riquadri azzurri numero di

cellule totale algali e la concentrazione di Chl-a (mg/l) con valori di deviazione standard tra parentesi, in rosso il numero di cellule di cianobatteri e la loro relativa percentuale (Bresciani et al., 2011b).

Fig. 37. Firme spettrali (valori medi delle cinque stazioni di Remote Sensing Reflectance, Rrs) misurate con lo spettroradiometro ASD per il lago d'Idro nel 2010 (26 luglio, 10 settembre e 3 dicembre). Sulle firme sono riportati i valori di riflettanze relativi alle 14 bande MERIS (la banda 11 dell'ossigeno a 761 nm non è stata inserita). Le due linee tratteggiate indicano la posizione delle bande MERIS (cioè bande 5 e 6, a 560 e 620 nm, rispettivamente) utili per rilevare la fioritura algale (Bresciani et al., 2011b).

Fig. 38. Valori di RRS delle immagini MERIS, le linee tratteggiate indicano la posizione delle bande MERIS per il rapporto di banda b6/b5 (Bresciani et al., 2011b).

Fig. 39. Valori del rapporto di bande b6/b5: le barre rosse indicano il valore derivato da misure in situ, gli altri valori sono derivati dalle immagini MERIS per tre aree geografiche del lago. La barra verticale blu indica la soglia utilizzata per identificare la presenza della fioritura algale (Bresciani et al., 2011b).

Fig. 40. A sinistra, il lago di Idro, i cerchi rossi indicano le stazioni radiometriche (in giallo la stazione che, il 10 settembre, è stata misurata tre volte durante il giorno), i diamanti verdi corrispondono alle stazioni per il campionamento del fitoplancton. Le mappe mostrano il valore del rapporto di banda per il rilevamento della fioritura delle alghe avvenuta nel settembre 2010 (Bresciani et al., 2011b).

Fig. 41. Valore medio dell'indice b6/b5 calcolato su tutta la superficie del lago d'Idro (barre grigie) $\pm$ dev.Std. (barre nere) e valori massimi (rombi neri). La linea orizzontale tratteggiata indica la soglia utilizzata per identificare la presenza della fioritura algale (0.82 sull'asse y). Gli asterischi rappresentano la proporzione di superficie del lago (asse y secondario) per la quale i pixel hanno valori d'indice al di sopra della soglia (Bresciani et al., 2013).

Fig. 42. A sinistra la mappa raffigurante l'abbondanza di cianobatteri derivata da dati MIVIS, a destra firme spettrali dalle immagini MIVIS e CHRIS corrette atmosfericamente in cui si evidenzia l'assenza della risposta delle ficocianine nell'immagine del 2008.

Fig. 43. Mappe di distribuzione di cianobatteri nelle acque del lago di Mezzo di Mantova ottenute con due differenti algoritmi semi-empirici.

Fig. 44. Scatter plot tra i valori dell'indice di Kutser et al. (2006), e i valori del calcolo dell'area nella regione delle ficocianine.

Fig. 45. Relazione lineare tra i valori ottenuti dall'applicazione dell'algoritmo di Wynne ai valori di riflettanza delle acque e le misure fluorimetriche sincrone.

Fig. 46. Validazione dei valori ottenuti dall'immagine APEX e i valori di ficocianina misurati in situ.

Fig. 47. Correlazione tra gli indici Gitelson e le misure di concentrazione Chl-a sincroni ottenuti su 31 campioni (Bresciani et al., in revisione MF).

Fig. 48. Andamento giornaliero e mensile delle concentrazioni di Chl-a ottenute dall'applicazione dell'algoritmo di Eq. 15 alle MRI nei laghi di Mantova nel mese di Settembre (Bresciani et al., in revisione MF).

Fig. 49. Andamento delle ficocianine nelle acque tramite misure fluorimetriche nel giorno 6 Settembre (a) e 20 Settembre (b) (Bresciani et al., in revisione MF).

Fig. 50. Esempio di mappe degli indici di discriminazione dei cianobatteri per il 19 luglio 2011.

Fig. 51. Correlazione tra i valori di Chl-a ottenuti dalle immagini MERIS tramite un algoritmo semi-empirico (Fig. 29) e l'indice sintetico derivato dai tre indici di bibliografia per la ficocianina. I dati sono relativi alle acquisizioni MERIS del 19/07/2011, 13/08/2008, 4/08/2008 e 22/07/2009.

Fig. 52. Correlazione tra i valori di Chl-a ottenuti dalle immagini MERIS tramite un algoritmo semi-empirico (Fig. 32) e i valori dell'indice di

Matthews. La linea rossa identifica la soglia oltre la quale la correlazione lineare sta cambiando a causa della presenza di scum.

Fig. 53. Andamento, durante la giornata, delle concentrazioni di Chl-a e ficocianina, in questa giornata, nel lago Superiore di Mantova, la presenza di cianobatteri nelle acque è predominante e i due parametri sono strettamente correlati.

Fig. 54. A sinistra mappe di Chl-a (in alto) e ficocianina (in basso) dei laghi di Mantova il 21 Settembre 2011 ottenute da immagini APEX con l'applicazione dell'algoritmo dell'equazione 15 e l'algoritmo di equazione 20 con i coefficienti di Figura 45.

Fig. 55. Andamento dell'algoritmo a tre bande di Gitelson et al. (2008) rappresenta qualitativamente la presenza della fioritura di cianobatteri (*Microcystis* spp., *Planktothrix* sp., *Anabaena circinalis*) nel 2009. La superficie del lago occupata dall'evento di fioritura è stata individuata tramite il limite dell'indice di I (cioè, $\text{Chl-a} > 30 \text{ mg/m}^3$ secondo il modello sviluppato da Gitelson et al., 2007) (Bresciani et al., 2012).

Fig. 56. Correlazione tra i valori di Chl-a ottenuti da immagini MERIS e l'indice specifico sintetico (Cyano Index) per i cianobatteri.

Fig. 57. Correlazione tra il numero di cellule di cianobatteri e l'indice di Kutser calcolato dalle immagini MERIS per i campionamenti del 06/07, 03/08, 06/09 e 21/09.

Fig. 58. Fioritura di cianobatteri verificatasi nel lago di Garda nel settembre del 1997. L'analisi effettuata sull'immagine iperspettrale MIVIS ha permesso di identificare la presenza di cianobatteri in una ristrettissima (0.01 km^2) porzione vicina alle coste di Sirmione.

Fig. 59. Mappe di presenza di cianobatteri ottenute da immagini MERIS del lago di Garda nel periodo fine luglio-fine ottobre 2010. I pixel in nero indicano che il rapporto dell'algoritmo di Kutser et al. (2006) è superiore a uno.

Fig. 60. Mappe di concentrazione di Chl-a del lago Trasimeno ottenute dall'immagine MERIS del 19 agosto 2011 con due differenti algoritmi.

Fig. 61. Da sinistra a destra: spettri di assorbimento specifici del fitoplancton, relazione tra la slope del CDOM e la loro concentrazione e il rapporto tra SPM e l'assorbimento di particelle non algali a 440 nm.

Fig. 62. Valori specifici di back-scattering.

Fig. 63. Mappe di concentrazioni di Chl-a derivate dai dati APEX applicando sia il metodo semi-empirico sia la modellistica bio-ottico. La scala dei colori si basa sulla classificazione adottata dalla direttiva quadro sulle acque dei laghi poco profondi (<15 m) a circolazione d'acqua continua.

Fig. 64. Risultati della validazione delle stime di Chl-a da modello semi-empirico e bio-ottico effettuata confrontando i prodotti ottenuti dal dato APEX e i dati in situ.

Fig. 65. Analisi multitemporale della variazione della trasparenza delle acque nel lago Maggiore ottenuta da immagini MERIS per il periodo giugno-agosto 2011. Nella mappa è riportato il coefficiente di variazione ottenuto dall'integrazione di 10 immagini, l'analisi ha evidenziato quali sono le zone in cui si sono verificate le maggiori variazioni spaziali nel periodo considerato.

Fig. 66. Mappe di concentrazione di Chl-a ottenute con l'applicazione della modellistica bio-ottica alle immagini MODIS per l'estate 2012 nel lago Maggiore.

Fig. 67. Valori medi di Chl-a dell'intera laguna estratti da due immagini MERIS estive per ogni anno dal 2004 al 2009 (Bresciani et al., 2012).

Fig. 68. Valori medi di Chl-a estratti in sette differenti stazioni (riportate a destra in rosa) (Bresciani et al., 2012).

Fig. 69. Valori medi, massimi e deviazione standard della concentrazione di Chl-a calcolati dai dati MERIS per l'intera area della Laguna dei Curi. Sono riportati anche i valori medi delle stazioni di monitoraggio in situ (Zilius et al., in revisione).

Fig. 70. Valori medi, massimi e deviazione standard della temperatura superficiale estratti dai dati MODIS per l'intera area della Laguna dei Curi. Sono riportati anche i valori medi delle stazioni di monitoraggio in situ (Zilius et al., in revisione).

Fig. 71. In bianco le zone con scum identificate dal rapporto b10/b9 (Bresciani et al., in revisione RSE).

Fig. 72. Dinamica dei fenomeni di formazione di scum di cianobatteri dal 29 luglio al 3 Agosto 2008 nella Laguna dei Curi.

Fig. 73. Analisi spaziale della frequenza dei fenomeni di scum (Bresciani et al., in revisione RSE).

Fig. 74. Pattern stagionali di produzione primaria netta pelagica (NPP) e respirazione (PR), consumo di ossigeno dei sedimenti (SOT) e valori giornalieri di metabolismo netto ecosistemico (NEM), respirazione pelagica (PR) e respirazione bentica (BR) nella zona limnica e nella zona di transizione durante il 2011 (Zilius et al., in revisione).

Fig. 75. Medie ($\pm$ dev.Std, $n = 5$) dei flussi bentonici di fosforo solubile reattivo (SRP) misurati nella stazione limnica (colonna grigia) e nella stazione di transizione (colonna bianca) durante il 2011 (Zilius et al., in revisione).

Fig. 76. Analisi della ridondanza (RDA) il grafico mostra le relazioni tra le quattro variabili di risposta (NPP - produzione primaria netta, CR - respirazione delle comunità pelagiche; SOC - consumo di ossigeno dei sedimenti; SRP_flux - flusso di fosforo solubile reattivo) e otto variabili esplicative (Water_chl_a - concentrazione di clorofilla-a in acqua; Temp - temperatura dell'acqua; O2_surf - concentrazione di ossigeno nelle acque superficiali; O2_bottom - concentrazione di ossigeno nelle acque di fondo; WIND_SPEED - velocità del vento nell'area di studio; Sedim_chl_a - concentrazione di clorofilla-a nello strato superficiale del sedimento; Feofitina - concentrazione di Feofitina nello strato superficiale del sedimento; Macrofauna_den - densità della macrofauna) (Zilius et al., in revisione).

Fig. 77. Esempio di mappa di Chl-a ottenuta da immagine MERIS del 21 Luglio 2010, la mappa mostra il plume nelle acque del Mar Baltico dovuto alle acque della Laguna dei Curi (Vaiciute et al., 2012).

Fig. 78. Andamento dei valori stimati di Chl-a da MERIS e misure del livello delle acque nel lago Trasimeno ($r=-0,48$) (Giardino et al., 2010b).

Fig. 79. Trend di valori di LST e concentrazioni di Chl-a misurati nel lago Trasimeno tra la fine della primavera e la metà dell'estate negli anni 2005, 2007 e 2008 (Bresciani et al., 2011c).

Fig. 80. Mappe di cianobatteri ottenute con l'applicazione dell'algoritmo di Matthews et al. (2012).

Fig. 81. Dinamica stagionale della presenza dei cianobatteri nel lago Trasimeno nel 2010.

Fig. 82. Variabilità spaziale (media $\pm$ dev. Std.) e valori massimi dei cianobatteri in diverse aree del lago Trasimeno nel 2010.

Fig. 83. Flussi netti di ossigeno e nutrienti in due stazioni del lago Trasimeno.

Fig. 84. Trend di valori di LST e concentrazioni di Chl-a misurati nel lago di Garda tra la fine della primavera e la metà dell'estate dal 2004 al 2009 (Bresciani et al., 2011c).

Fig. 85. a) Mappe di copertura del fondale di Sirmione nel 1997, 2005 e 2010 sulla base di cinque classi di copertura macrofita in percentuale: non-colonizzato (cioè sabbia-ghiaie), sparse (0-10% di copertura), moderate (10-40 % di copertura), dense (40-70% di copertura) ed estese (> 70%); b) matrice di distribuzione dei valori di profondità del fondo rispetto classi di copertura di macrofite; c) distribuzioni delle classi di copertura del fondale derivati da MIVIS per le date studiate (Bresciani et al., 2012).

Fig. 86. A sinistra, media (cerchi), massimi (rombo), minimi (triangoli) e la deviazione standard (barre) dei valori di concentrazione Chl-a misurati come media su ± 5 minuti ogni 30 minuti. A destra, valori di concentrazione di Chl-a ottenuti dalla media dei valori del grafico di sinistra (Bresciani et al., in revisione MF).

Fig. 87. Ordinamento ottenuto dalla PCA utilizzando le medie giornaliere. Punti = campioni; frecce = variabili. Codici delle variabili come segue: chlmax, chlavg, chlmin = Chl-a concentrazione massima, media e minima; T_{air} = temperatura dell'aria; Wat_T = temperatura dell'acqua; SolRad = radiazione solare; Mincio = fiume Mincio portate (Bresciani et al., in revisione MF).

Fig. 88. A sinistra la Cross correlazione tra Chl-a e temperatura aria, a destra tra Chl-a e temperature acqua. Le due temperature si comportano allo stesso modo su scala giornaliera, ma una cross-correlazione T_{aria}/T_{acqua} sembrerebbe indicare un ritardo di circa 5 giorni nella risposta della massa d'acqua al variare della temperatura atmosferica (Bresciani et al., in revisione MF).

Fig. 89. Cross correlazione tra Chl-a e radiazione solare (a) e tra Chl-a e intensità del vento (b) (Bresciani et al., in revisione MF).

Fig. 90. Confronti tra le concentrazioni di Chl-a (sinistra) e ficocianina (destra) nei tre differenti laghi di Mantova. Nel grafico di destra è inoltre riportata la percentuale di superficie d'acqua in cui erano presenti i cianobatteri con ficocianina.

Fig. 91. Confronti tra le concentrazioni di Chl-a (sinistra) e ficocianina (destra) tra zone a ridotta turbolenza ed elevata turbolenza per differenti regioni d'interesse del fiume Mincio e dei laghi di Mantova.

Fig. 92. Confronti tra differenti buffer creati a differenti distanze tra differenti gruppi strutturali di macrofite (FL=macrofite flottanti libere, SM= macrofite sommerse, EM= macrofite emerse) (Bolpagni et al., in revisione).

Fig. 93. Flussi netti di ossigeno e nutrienti nei laghi Superiore e Mezzo (laghi di Mantova).

Fig. 94. Flussi netti di ossigeno e nutrienti in due stazioni del lago d'Idro (Stazione A profonda e Stazione B poco profonda).

Lista delle Tabelle

Tabella 1. Elenco delle caratteristiche dei sensori satellitari utilizzati per gli studi in ambienti acquatici.

Tabella 2. Elenco delle caratteristiche dei sensori aerotrasportati utilizzati per gli studi in ambienti acquatici.

Tabella 3. Caratteristiche morfologiche, di stato trofico e dei principali cianobatteri presenti nelle aree di studio.

Tabella 4. Valori degli indici statistici di misura delle differenze tra i rapporti di banda calcolati a partire dalle firme spettrali di campo e quelle ricampionate sulla base delle caratteristiche radiometriche dei sensori satellitari ed aviotrasportati. (es. MIVIS) (MAE=Mean Absolute Error, rRMSE=relative Root Mean Square Error, EF=modelling efficiency, CRM=coefficiente di massa residua, slope=pendenza retta di regressione, Intercept=intercetta retta di regressione, Signif.=significatività statistica, Media Field=media dei valori di campo, Media Simulazioni=media dei valori ricampionati).

Tabella 5. Riassunto della valutazione della qualità dei differenti sensori testati per la mappatura delle fioriture di cianobatteri. In grassetto i sensori con le maggiori potenzialità.

Tabella 6. Valori di concentrazione di Chl-a (mg/m^3) in differenti zone del lago ottenute dai prodotti di qualità derivati dalle immagini MERIS e CHRIS.

Tabella 7. Confronto tra i valori dell'indice ottenuto dalle misure in situ e dalle immagini MERIS.

Tabella 8. Valori di r^2 tra i differenti indici e i valori di ficocianina acquisiti mediante misure fluorimetriche.

Tabella 9. Valori degli indici e biomassa dei cianobatteri nella Laguna dei Curi per tre stazioni e due date di campionamento.

Tabella 10. Elenco delle immagini utilizzate per i differenti casi di studio.

Tabella 11. Elenco degli algoritmi e dei modelli bio-ottici utilizzati.

Tabella 12. Confronto tra i valori massimi di concentrazioni di Chl-a in tutta la laguna, nelle zone con scum e senza scum e confronto tra valori medi con e senza scum e valori minimi in presenza di scum, tra parentesi i valori di deviazione standard (Bresciani et al., in revisione RSE).

Tabella 13. Misure in quattro differenti stazioni delle concentrazioni di nutrienti e relativi rapporti stechiometrici nei mesi di marzo e luglio.

Tabella 14. Misure dei flussi rilevati nelle carote di sedimenti in condizioni di luce e buio e relativi a un intero ciclo giornaliero per quattro differenti stazioni.

Tabella 15. Percentuali annuali del numero di giorni con temperature superficiali delle acque (LST) superiori ai 20 e 25 °C e le date dei massimi di Chl-a e LST (Bresciani et al., 2011c).

Tabella 16. Valori d'intensità del vento e valori di trasparenza delle acque ottenute da immagini MERIS.

Tabella 17. Percentuali annuali del numero di giorni con temperature superficiali delle acque (LST) superiori ai 20 e 25 °C e le date dei massimi di Chl-a e LST (Bresciani et al., 2011c).

Tabella 18. Confronto tra gli anni con e senza bloom: la tabella riporta I valori medi ($\pm$ deviazione standard) dell'acqua (LL= livelli di fluttuazione del lago; IF= entrate e OF= uscite d'acqua da immissario ed emissario) e parametri meteorologici (TE= temperatura dell'aria, PE= precipitazioni, CC= tasso di copertura nuvolosa) considerando differenti periodi temporali d'analisi: (A-O) Agosto-Ottobre, (S-O) Settembre-Ottobre e (A) Agosto, (S) Settembre e (O) Ottobre, § = precipitazioni totali per periodo-1; † = numeri di giorni senza nuvole per periodo -1 (Bresciani et al., 2013).

*Tabella 19. Risultati del test di Student per le acque (LL= livelli di fluttuazione del lago; IF= entrate e OF= uscite d'acqua da immissario ed emissario) e le condizioni meteorologiche (TE= temperatura dell'aria, PE= precipitazioni, CC= tasso di copertura nuvolosa) considerando differenti periodi temporali d'analisi: (A-O) Agosto-Ottobre, (S-O) Settembre-Ottobre e (A) Agosto, (S) Settembre e (O) Ottobre. Livello di significatività '***' = 0.001; '**' = 0.01; '*' = 0.05; '.' = 0.1; 'n.s.' = 1 (Bresciani et al., 2013).*

Abstract

Negli ecosistemi d'acqua interni o di transizione, come laghi e lagune, i cianobatteri sono il gruppo algale che crea i maggiori problemi allo stato di qualità delle acque e mette a rischio le condizioni sanitarie a causa della produzione di tossine. La complessità di questa problematica ecologica richiede un approccio multi-disciplinare per monitorare la presenza di fioriture di cianobatteri e le loro dinamiche di comparsa, fioritura, declino nonché per la valutazione dei loro effetti sulla flora, la fauna e sulla qualità della risorsa acqua.

I cianobatteri sono un gruppo estremamente diversificato con una grande variabilità morfologica, di produzione di tossine, d'adattamento ambientale e questo rende molto difficile poter generalizzare le loro caratteristiche e uniformare i metodi di ricerca e monitoraggio sulla base di parametri indicatori universali (i.e. comuni a tutti gli ambienti acquatici). Tra i fattori che maggiormente creano problematicità nello studio dei cianobatteri è da ricordare la grande variabilità temporale e spaziale, le loro migrazioni verticali, la presenza di differenti pigmenti fotosintetici, la variabilità nell'utilizzo dei nutrienti nelle acque e il diverso adattamento a fattori ambientali come, ad esempio luce, temperatura, condizioni atmosferiche e pH.

Sulla base delle caratteristiche delle fioriture dei cianobatteri, le loro problematicità e i vantaggi offerti dall'utilizzo del telerilevamento, la ricerca propone di rispondere a tre domande al fine di raggiungere tre specifici obiettivi.

1. Data la grande variabilità e dinamicità degli ecosistemi acquatici, campionamenti singoli e puntiformi in poche stazioni e in alcuni periodi dell'anno potrebbero non essere sufficienti per valutarne correttamente lo stato di qualità delle acque. Il telerilevamento può

rappresentare uno strumento per migliorare lo stato di conoscenza degli ambienti acquatici al fine di rendere più performante il loro monitoraggio e gestione?

L'ipotesi di questo lavoro nasce dalla necessità di aumentare per gli ecosistemi considerati, il numero d'informazioni disponibili, sia a livello spaziale sia a livello temporale di parametri di qualità delle acque. Nel lavoro è dimostrato come, al fine di poter utilizzare le tecniche del telerilevamento, sia necessario che i prodotti abbiano un certo livello di accuratezza e siano replicabili. Per raggiungere quest'obiettivo è di fondamentale importanza un adeguato trattamento delle immagini telerilevate al fine di rimuovere tutti gli effetti di disturbo che possano inficiare la qualità dei prodotti e un adeguato data-set di calibrazione e validazione per sviluppare algoritmi empirici e modelli bio-ottici robusti. Il lavoro ha permesso di dimostrare come la visione sinottica delle aree di studio e un'elevata risoluzione temporale possano fornire informazioni fondamentali per lo studio degli ecosistemi acquatici.

2. Considerando le caratteristiche dei cianobatteri, è possibile utilizzare il telerilevamento per la loro caratterizzazione, mappatura e quantificazione sia a livello spaziale sia temporale?

L'analisi della risposta spettrale delle acque, sia tramite misure spettroradiometriche di campo e di laboratorio, sia tramite simulazioni prodotte sulla base delle proprietà ottiche inerenti, con e senza la presenza di cianobatteri, ha permesso di testare algoritmi proposti in letteratura e di implementare nuovi algoritmi che sono risultati idonei per la caratterizzazione delle fioriture di cianobatteri. La valutazione di differenti tipologie d'immagini

satellitari e aviotrasportate ha evidenziato quali sensori e in quali condizioni le fioriture possano essere mappate e quantificate.

3. È possibile integrare l'utilizzo dei differenti prodotti ottenuti con le tecniche di telerilevamento associate ad analisi biogeochimiche, limnologiche dell'ecosistema acquatico e a parametri meteorologici e di caratteristiche morfologiche e d'utilizzo del bacino al fine di comprendere le dinamiche di comparsa, fioritura e declino delle fioriture?

Il lavoro ha evidenziato come l'integrazione dei prodotti di telerilevamento con i dati ottenuti da analisi limnologiche e biogeochimiche di acqua e sedimenti e dati meteorologici e di gestione del corpo idrico fornisca un data-set di fondamentale importanza per lo studio delle dinamiche dei cianobatteri. I risultati hanno evidenziato la grande variabilità spazio-temporale dei fenomeni di fioritura e che le cause principali di questi fenomeni sono correlabili alle condizioni meteorologiche (irradianza e condizioni atmosferiche), alla disponibilità di nutrienti nei sedimenti e alla loro capacità di vincere la competizione con macrofite e altre specie fitoplanctoniche.

Per raggiungere il primo obiettivo, il lavoro si è focalizzato sul processo di rimozione di tutti i disturbi del segnale delle immagini satellitari attraverso la correzione atmosferica, la correzione degli effetti di adiacenza e l'analisi della presenza di *glint* sulla superficie acquatica per rendere il dato il più accurato possibile. Questa parte di lavoro ha previsto l'utilizzo di differenti codici per la correzione dei disturbi che sono stati considerati e analizzati in tutti i casi di studio. Durante il lavoro di tesi sono state effettuate numerose campagne di misura in situ al fine di rendere robusto il data set per la calibrazione del segnale di riflettanza; inoltre, la sperimentazione e

l'implementazione di differenti algoritmi di correzione del dato satellitare proposti in letteratura hanno permesso di poter selezionare quelli più appropriati per ogni caso di studio e per il tipo d'immagini disponibili. Infine è stata valutata la possibilità d'integrare i risultati dei monitoraggi limnologici attraverso le caratteristiche multitemporali e spaziali offerti da telerilevamento.

Per raggiungere il secondo obiettivo è stata eseguita un'analisi delle caratteristiche spettrali delle fioriture con presenza di cianobatteri e gli algoritmi calibrati sono stati applicati anche a serie storiche d'immagini per ottenere prodotti sulla frequenza e l'intensità delle fioriture passate. Questo rappresenta una delle potenzialità uniche del telerilevamento che permette di acquisire informazioni su eventi passati che non sono stati monitorati in nessun altro modo; l'analisi degli eventi passati è di cruciale importanza nello studio delle cause scatenanti le fioriture e per l'individuazione dei fattori che ne regolano lo sviluppo e il declino.

Infine, per quanto raggiungere il terzo obiettivo, l'integrazione tra i prodotti telerilevati e le analisi limnologiche, biogeochimiche e le condizioni ambientali e meteorologiche sono riassunti nel paragrafo introduttivo del capitolo analisi e successivamente suddivisi per i casi di studio di ecosistemi lacustri e lagunari eutrofici poco profondi ed ecosistemi laghi sub-alpini.

1 Introduzione

Le acque dolci sono una preziosa fonte di vita per tutte le forme viventi presenti sul pianeta Terra e per il mantenimento degli equilibri in essa vigenti. L'impatto della specie umana sull'ambiente ha già provocato profonde alterazioni sugli equilibri, sullo stato di salute e sulla presenza di tutte le altre specie.

La Direttiva Europea sulle Acque (2000/60/EC; Water Framework Directive, WFD) ha come obiettivo la definizione di un quadro di riferimento utile per il raggiungimento, entro il 2015, di uno stato "buono" della qualità delle acque superficiali interne, di transizione e sotterranee. La WFD richiede di eseguire una classificazione in tipi dei corpi idrici in conformità a descrittori morfometrici e geologici. Per ogni tipo devono poi essere individuati gli ambienti di riferimento dello stato ecologico attraverso l'analisi di diversi elementi, tra cui i fattori di pressione antropica, le caratteristiche chimico-fisiche delle acque e la struttura delle comunità biologiche.

Lo sviluppo della nostra società prosegue sempre più verso l'abuso delle risorse ambientali ed è quindi di fondamentale importanza la conoscenza delle caratteristiche, degli adattamenti e dei cambiamenti che avvengono negli ecosistemi. In particolare, per le acque dei laghi risulta fondamentale la conoscenza delle relazioni tra le componenti biotiche e abiotiche in funzione sia degli impatti umani diretti a livello puntuale, sia dei cambiamenti globali. Tra le principali problematiche l'eutrofizzazione, intesa come eccessivo sviluppo della componente fitoplanctonica dovuta a fattori naturali e/o culturali, sta sicuramente destando i maggiori allarmi per la salvaguardia della qualità delle acque lacustri e costiere (Anderson et al., 2002). L'eccessiva presenza di nutrienti e sostanza organica nelle acque e nei sedimenti, associata agli aumenti di temperatura e alle variazioni dei livelli delle acque crea dei fenomeni di "bloom algale", tanto più probabili tanto

maggiore sarà l'interazione di questi fattori. Con il termine 'bloom algale' si possono indicare differenti situazioni con elevata crescita della componente fitoplanctonica; sebbene in letteratura il fenomeno sia indicato con differenti terminologie (es. Paerl, 1988; Legendre, 1990; Nicholls, 1992), in tutte le definizioni, l'accumulo di organismi determina un evidente cambiamento di colorazione delle acque. A causa dell'impatto sugli ecosistemi acquatici, i bloom fitoplanctonici definiti *Freshwater harmful algal blooms* (FHABs), che comprendono fioriture di specie che possono portare alla produzione di pericolose tossine (Falconer, 2001), rivestono una grandissima importanza ecologica. Tra i gruppi fitoplanctonici annoverati tra i FHABs, gli organismi predominanti risultano essere i Cianobatteri (Jhonk et al., 2008) ai quali si associano anche organismi che fanno parte dei gruppi Crisoficee e Dinoficee (Hudnell et al., 2010). Abbondanti crescite dei cianobatteri determinano un aumento della torbidità delle acque che a sua volta riduce la crescita delle macrofite acquatiche influenzando negativamente l'habitat subacqueo di molti invertebrati e pesci (Scheffer, 1998). Inoltre, dense fioriture di cianobatteri possono causare carenze notturne di ossigeno e moria di pesci. Infine, alcune fioriture di cianobatteri producono una moltitudine di composti altamente tossici e/o allelopatici e causano cattivi odori (Uwins et al., 2007). Le fioriture dei cianobatteri hanno come particolarità quella di essere formate da alcune specie che possono produrre tossine (cianotossine) che determinano seri rischi per la salute umana e degli organismi acquatici (Codd et al., 2005; Backer et al., 2008), per la loro sostenibilità (Chorus, 2001; Havens, 2008) e per le attività economiche a essi associati (Dodds et al., 2009). Ai loro impatti negativi a livello ecologico, biogeochimico e igienico-sanitario, si associano le gravi perdite economiche legate a una diminuzione della fruizione turistica dei laghi e a un aumento delle spese per la potabilizzazione delle acque interessate dalla loro presenza (Mur et al.,

1999). Negli ultimi 20 anni le fioriture algali nocive negli ambienti acquatici lacustri sono notevolmente aumentate sia in termini di frequenza, sia d'intensità, con un notevole aumento del numero e della dislocazione dei laghi affetti da questi fenomeni (e.g. Sellner et al., 2003; Hudnell, 2008). I principali fattori che stanno determinando quest'aumento sono collegati ai cambiamenti globali che includono *global climate change* e *global eutrophication* (Beardall et al., 2009; Smayda 2002; GEOHAB, 2005; Granéli & Flynn, 2006) e infine al ballast water dispersion (Smayda 2007). Fattori fisici, biologici e chimici possono determinare e condizionare le fioriture dei cianobatteri in funzione del carico di nutrienti di origine antropica (es. Vadstein et al., 2004; Glibert et al., 2005) rendendo difficile la previsione delle fioriture di cianobatteri; inoltre, la complessità delle caratteristiche specifiche e di adattamento di questi organismi rende molto complesso poter ottenere informazioni a livello temporale e spaziale utili per la gestione degli ecosistemi acquatici. Lo sviluppo massivo dei cianobatteri, con intense fioriture, produzione di schiume e tossine, comparsa di nuove specie e selezione nei confronti delle altre famiglie di fitoplancton è considerato una delle maggiori problematiche nel mantenimento del buon stato di qualità degli ecosistemi acquatici. A oggi, ci sono ancora molte lacune nella conoscenza della distribuzione e della proliferazione dei cianobatteri; in particolare, del ruolo svolto dai fattori ambientali nella loro capacità di assimilare i nutrienti e del loro livello competitivo rispetto ad altre specie fitoplanctoniche. Le principali lacune sono dovute all'esistenza di differenti tipologie di classificazioni adottate dai differenti istituti dedicati al monitoraggio dei cianobatteri, alle discordanti metodiche di conteggio, alla mancanza di una standardizzazione nella frequenza dei campionamenti e nei limiti di soglia. Inoltre, non sono esaustive le informazioni concernenti, la stagionalità dei cianobatteri, alla loro distribuzione verticale in condizioni

naturali o durante i bloom e ai principali fattori che condizionano o inibiscono la loro proliferazione. Le tradizionali analisi limnologiche rappresentano la metodologia fondamentale per comprendere i meccanismi e le dinamiche degli ecosistemi acquatici, ma il loro carattere puntuale, sia a livello spaziale sia temporale, non sempre permette di descrivere in modo esaustivo la complessità degli ecosistemi acquatici (Nausch et al., 2008; Liu et., 2003).

Il telerilevamento è una disciplina che permette di ottenere informazioni quantitative sulla qualità delle acque offrendo informazioni multitemporali e spazializzate (Giardino et al., 2007) che possono contribuire a migliorare gli studi limnologici. Il telerilevamento è un'importante fonte di dati contraddistinti da una visione sinottica su ampi domini spaziali e temporali e permette di ricostruire serie storiche altrimenti irreperibili. Numerosi lavori in letteratura (es. Lindell et al., 1999) illustrano come l'energia retro-diffusa dagli strati superficiali di un corpo idrico (strato eufotico) nelle diverse lunghezze d'onda dello spettro elettromagnetico (principalmente nella parte visibile e dell'infrarosso vicino, tra 400 e 900 nm) porti con sé informazioni sui parametri di qualità dell'acqua otticamente attivi. Sono definiti "otticamente attivi" quei parametri che, contribuendo a regolare i processi di assorbimento e diffusione dell'energia elettromagnetica incidente sul mezzo acquatico, sono telerilevabili, ossia osservabili a distanza tramite i sistemi di osservazione della Terra. Tra i parametri otticamente attivi, la clorofilla è sicuramente quello che fornisce il maggior numero d'informazioni utili per comprendere l'evoluzione dell'eutrofizzazione, fenomeno causato dall'arricchimento delle acque con sostanze nutritive (Fosforo, Azoto, Silice), che promuove la crescita di organismi fotosintetici. L'aumento dei nutrienti provoca un incremento della produttività primaria, la quale ha

effetti profondi sulla selezione delle specie algali, favorendo lo sviluppo di cianobatteri.

Per Kutser (2009) le applicazioni e le problematiche affrontabili con il telerilevamento nell'ambito del monitoraggio delle FHABs possono essere suddivise in tre aree principali: (1) caratterizzazione e mappatura dell'estensione della fioritura; (2) quantificazione della biomassa del bloom algale; (3) discriminazione delle fioriture potenzialmente tossiche da altre fioriture non tossiche. La mappatura dell'estensione delle fioriture algali si basa, in molti casi, sulla notevole variazione delle caratteristiche spettrali dei corpi idrici in presenza di bloom che determinano un drastico cambiamento di colore dell'acqua (Kutser, 2009). Al fine di poter quantificare la biomassa del bloom, è necessario eseguire un'operazione di calibrazione e di validazione della modellistica bio-ottica e/o degli algoritmi empirici e semi-empirici che non può prescindere da misure in situ radiometriche e limnologiche (Dekker et al., 2001).

Infine, la possibilità di avere a disposizione misure delle Proprietà Ottiche Apparenti (AOP) e delle Proprietà Ottiche Inerenti (IOP) delle acque associate a misure di composizione algale (sia a livello di composizione in specie, sia a livello di numero di cellule) permette di discriminare i bloom determinati da specie potenzialmente tossiche da altri bloom determinati da specie non tossiche.

A fronte dei concetti appena espressi, della difficoltà e dei costi associati a numerosi campionamenti limnologici con tecniche tradizionali e delle limitazioni dovute alle coperture nuvolose che possono impedire l'acquisizione di dati ottici da remoto, l'integrazione di diverse tecniche diviene fondamentale per il monitoraggio dei sistemi ambientali soprattutto in presenza di eventi complessi e dinamici come le fioriture algali.

1.1 I cianobatteri

I cianobatteri (alghe blu-verdi) sono procarioti fotosintetici Gram negativi. Essi rappresentano gli organismi fotosintetici più antichi (Sandeep et al., 2009) e il gruppo che ha favorito l'inizio di nuove forme di vita sulla terra. La stima più recente indica che i primi processi fotosintetici dovuti ai cianobatteri siano iniziati circa 2.1-1.4 miliardi di anni fa (Schopf, 2006).

Questo gruppo di organismi è stato in grado di adattarsi, in un periodo di milioni di anni, a condizioni ambientali molto differenti. Allo stesso tempo, questo fornisce una chiara idea circa il loro grado di adattabilità in diversi ambienti e a differenti condizioni climatiche.

Le proprietà eco-fisiologiche specifiche dei diversi cianobatteri sono molto variabili e consentono loro di occupare nicchie ecologiche differenti negli ecosistemi acquatici (Codd et al., 2005; Paerl & Fulton, 2006). I cambiamenti ambientali indotti dall'uomo, e in particolare l'aumento eccessivo di nutrienti nelle acque (in particolare azoto e fosforo associati allo sviluppo urbano, agricolo e industriale), hanno portato a tassi accelerati di produzione primaria e all'eutrofizzazione. Ciò favorisce la proliferazione periodica e la dominanza dei cianobatteri negli ecosistemi d'acqua dolce e salmastra (Codd et al., 2005; Heisler et al., 2008; Paerl & Huisman, 2009). Massive fioriture di cianobatteri con produzione di epatotossine sono state segnalate già negli anni '80 ad esempio nel lago Okario (Reynolds et al., 1987), nei laghi finlandesi dell'Åland (Lindholm et al., 1989), nel lago St. George (McQueen & Lean, 1987) e nel lago Orielton in Tasmania (Jones et al., 1994). Nelle zone costiere e marine, l'osservazione del fenomeno è ancora più datata: risalgono alla metà degli anni settanta le prime fioriture nel Mar Baltico (Horstmann, 1975) e nella laguna dei Curi in Lituania o nella laguna del Patos in Brasile (Yunes et al., 1996). Le fioriture di

cianobatteri sono tutt'oggi in espansione e minacciano l'integrità ecologica e la sostenibilità di alcuni dei corpi idrici più grandi del mondo, compresi i laghi Victoria, Erie, Okeechobee (Havens et al., 2001), Taihu (Qin et al., 2010), Kasumigaura (Havens et al., 2001) e il Mar Baltico (Metsamaa et al., 2006) e il Mar Caspio (Paerl & Huisman, 2008). Le ragioni che portano al verificarsi di una fioritura di cianobatteri non sono completamente note dato l'elevato numero di fattori che condizionano la crescita del fitoplancton in ambiente pelagico e la complessità delle loro interazioni reciproche. Per quanto riguarda i cianobatteri, i principali fattori che permettono e favoriscono il loro prosperare negli ambienti acquatici sottoposti a carichi di origine antropica e naturale sono: la capacità di formare cellule quiescenti (negli Ordini Nostocales e Stigonematales), la presenza di acineti, il possesso di vacuoli gassosi (Barbiero & Kann, 1994), la capacità di fissare l'azoto atmosferico (cianobatteri azotofissatori), la resistenza alla predazione da parte dello zooplancton erbivoro e l'elevata affinità per la CO₂ e il vantaggio competitivo in situazioni di pH elevato (Shapiro, 1990). Inoltre, i cianobatteri sono caratterizzati dalla presenza, oltre alla clorofilla-a, di differenti pigmenti fotosintetici accessori, contenuti nei tilacoidi come le ficobiline (alloficocianina, ficocianina e ficoeritrina) e carotenoidi (come ad esempio β -carotene, echinenone e zeaxantina). Le ficobiline hanno la capacità di utilizzare in modo efficace la radiazione elettromagnetica solare a lunghezze d'onda raramente utilizzate da altre specie di fitoplancton, dando ai cianobatteri un vantaggio competitivo e una maggiore capacità di colonizzare ambienti diversi (Chorus, 2001). Alcune famiglie di cianobatteri sono ricche, in prevalenza, di ficoeritrine e altre di ficocianine e altre sono in grado di variare il rapporto tra ficocianina (PC) e ficoeritrina (PE) nei ficobilisomi, in modo da sintetizzare i pigmenti più adatti all'assorbimento della luce presente nell'ambiente in cui si trovano (MacIntyre et al., 2002).

Oltre alla grande capacità di assorbimento della radiazione elettromagnetica e alla grande eterogeneità nei confronti del fattore luce, che li rende molto più versatili rispetto ad altre classi fitoplanctoniche, i cianobatteri possono accumulare abbondanti nutrienti intracellulari, quindi sono avvantaggiati, rispetto ad altre forme planctoniche, quando i nutrienti sono riforniti in modo intermittente. Alcuni cianobatteri hanno la capacità di fissare l'azoto molecolare (N_2 , non assimilabile) e trasformarlo in NH_3 (direttamente utilizzabile). Questo processo è mediato dal sistema multienzimatico della nitrogenasi e rappresenta un notevole vantaggio quando N_2 è l'unica forma di azoto disponibile nel mezzo di crescita. La fissazione dell'azoto ha luogo nelle eterocisti, che costituiscono un ambiente anaerobico essenziale per far avvenire il processo, anche se è stato dimostrato che in assenza di eterocisti alcuni cianobatteri fanno l'azotofissazione (es. *Trichodesmium*). Tale struttura è invece tipica di molte forme filamentose, ad eccezione delle Oscillatoriaceae (Wolk & Shaffer, 1973). I cianobatteri mostrano anche un'elevata capacità di assimilazione del fosforo, principale nutriente limitante per la crescita algale nelle acque dolci; in particolare, essi sono competitivamente avvantaggiati, grazie alla loro capacità di accumulo intracellulare e ai bassi tassi di crescita (Reynolds, 1984), rispetto ad altri gruppi algali, quando le concentrazioni di fosforo sono dovute a flussi di breve durata con concentrazioni elevate (Morabito, 2008). Un'importante caratteristica di alcune specie (es. *Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix*) è la capacità di regolare il galleggiamento (*Buoyancy*) in risposta alla luce (Reynolds, 1984), alle condizioni di turbolenza dell'acqua e ai nutrienti disponibili. Questa capacità di migrare lungo i gradienti termici della colonna d'acqua durante l'anno, è controllata attraverso il bilanciamento tra il contenuto intracellulare di carboidrati e proteine (zavorra cellulare) e la presenza di minuscole vescicole gassose (<300 nm), che riducono la densità

delle cellule o dei filamenti, aumentando le capacità di galleggiamento. I gas-vacuoli sono inclusioni citoplasmatiche cilindriche e cave associate in pile che riducono la densità media delle cellule permettendone il galleggiamento in acqua; sono abbondanti quando c'è poca luce disponibile e il tasso di crescita è basso. Come risposta all'aumento dei gas-vacuoli, le cellule meno dense risalgono lungo la colonna d'acqua fino a raggiungere una posizione che garantisca una maggiore efficienza fotosintetica, che nel tempo può portare a un aumento della pressione di turgore dei vacuoli provocandone il collasso. La diminuzione del numero di gas-vacuoli porta a una conseguente riduzione della capacità di galleggiamento. Per i cianobatteri che contengono gas vacuoli, l'azoto è particolarmente importante, essendo un componente essenziale della loro sintesi. Conseguentemente una limitazione di azoto non solo influisce sulla crescita dei cianobatteri ma anche sul loro galleggiamento.

I cianobatteri, a differenza di altri gruppi algali, sono meno soggetti alla predazione da parte dello zooplankton a causa di alcune loro caratteristiche che li rendono poco edibili, come la produzione di tossine, le scarse qualità nutritive e, in alcuni casi, morfologia e dimensioni che poco si prestano alla filtrazione (forme filamentose). Essi sono però attaccati da virus, batteri e attinomiceti. Nonostante il loro ruolo e l'impatto sugli ecosistemi acquatici non sia ancora del tutto conosciuto, è chiaro che i cianobatteri presentano pochi nemici naturali e questo, insieme alla *buoyancy*, produce bassi tassi di perdita delle popolazioni che sono molto stabili una volta insediate nell'ambiente. Come anticipato precedentemente, le condizioni d'illuminazione rivestono una grande importanza per i cianobatteri e gli effetti ecologici della luce e della temperatura sono essenzialmente inseparabili a causa delle interrelazioni tra il metabolismo e la saturazione della luce (Wetzel, 2001). La saturazione luminosa dell'intensità della

fotosintesi aumenta con la temperatura dell'acqua; sebbene prima del raggiungimento del valore di saturazione, la fotosintesi è limitata dalle reazioni fotochimiche che sono indipendenti dalla temperatura (Wilhelm, 1990), raggiunto il valore di saturazione luminosa, la fotosintesi è limitata da reazioni enzimatiche biochimiche che sono regolate dalla temperatura (Davison, 1991). Detto questo, i cianobatteri sono noti per avere un'ampia capacità di adattamento alla luce e alla temperatura, che permette loro di occupare una vasta gamma di ambienti. Ad esempio, *Cylindrospermopsis raciborskii* ha dimostrato di poter crescere in un range ampio di temperature (da 20 a 35°C) e d'intensità luminosa (30-400 $\mu\text{mol fotoni m}^{-2} \text{s}^{-1}$), anche se i tassi massimi di crescita si verificano a circa 30°C e 80 $\mu\text{mol fotoni m}^{-2} \text{s}^{-1}$. I cianobatteri richiedono poca energia per mantenere la funzione e la struttura delle cellule (Schreures, 1992) e questo può rappresentare un vantaggio competitivo sulle altre alghe. La temperatura è un parametro di grande importanza, non solo come valore assoluto, ma perché fattore decisivo nel definire la stratificazione termica e, pertanto, la stabilità della colonna d'acqua.

La crescita dei cianobatteri può avvenire anche a bassa temperatura, ma la crescita potenziale è significativamente maggiore a temperature superiori a circa 15°C, mentre il maggiore tasso di crescita è stato individuato per buona parte dei cianobatteri a temperature prossime ai 25°C (Robarts e Zohary, 1987), valori più alti di quelli delle alghe verdi e delle diatomee (Wetzel, 2001).

Inoltre, le condizioni ottimali per la crescita accadono quando la velocità del vento non è superiore ai 3-4 ms^{-1} ; questo valore rappresenta il limite oltre il quale è la formazione di fioriture improbabile a causa della presenza d'increspature sulla superficie dell'acqua che impedisce la formazione di schiume (Reynolds et al., 1987). In generale, i cianobatteri hanno una

crescita ottimale a valori alti di pH (7,5-9,0) e questo potrebbe spiegare la dominanza dei cianobatteri in condizioni di elevata eutrofizzazione con basse concentrazioni di CO₂ e alti livelli di pH (Shapiro, 1990). L'attività fotosintetica in presenza di elevate biomasse, infatti, aumenta il pH delle acque lacustri determinando una diminuzione della disponibilità relativa di CO₂ (Stumm & Morgan, 1981). Sebbene queste proprietà chimiche delle acque non siano sufficienti per promuovere lo sviluppo iniziale dei cianobatteri, una volta che questi sono divenuti dominanti, possono utilizzare in modo molto efficiente la CO₂ anche a basse concentrazioni (Shapiro, 1997) grazie a particolari meccanismi metabolici di concentrazione della CO₂ (Hyenstrand et al. 1998).

Per quanto riguarda i nutrienti, la grande diversità dei cianobatteri rende abbastanza complicato sintetizzare il ruolo e l'utilizzo dei differenti nutrienti presenti all'interno delle acque. Sicuramente i meccanismi fisiologici che guidano l'assimilazione dei nutrienti in questo gruppo algale svolgono un ruolo rilevante nel conferire ai cianobatteri strategie di crescita vincenti in determinate situazioni. I cianobatteri presentano un'elevata capacità di assimilazione del fosforo, principale nutriente limitante per la crescita algale in acque dolci, il che, unito ai tassi di crescita non elevati (Reynolds, 1997), caratterizza questo gruppo algale come adattato a immagazzinare nutrienti. L'immagazzinamento del fosforo (per lo più come polifosfati) è una strategia di adattamento che permette di eseguire divisioni cellulari anche quando P diventa un fattore limitante (Oliver, 2000).

I cianobatteri, tuttavia, in condizioni di fosforo limitante non mostrano capacità di assimilazione superiore ad altri gruppi algali (Schreurs, 1992). I cianobatteri, grazie alle fosfatasi, sono in grado di utilizzare anche Fosforo organico, che conferisce loro un ulteriore vantaggio rispetto ad altri organismi fitoplanctonici (Morabito, 2008). In questi casi anche una quantità

piccola di nutrienti immagazzinati può garantire un lungo periodo di crescita, nonostante ci siano condizioni generalmente limitanti nell'ambiente esterno (Morabito, 2000). Nei differenti taxa esiste tuttavia un'elevata variabilità della presenza di cianobatteri in funzione delle concentrazioni di fosforo solubile; Schreurs (1992) ha osservato una larga dominanza nella famiglia delle Oscillatoriales nei laghi dove il fosforo reattivo solubile (SRP) era più basso ($0-10 \mu\text{g l}^{-1}$), mentre *Microcystis* è risultata prevalente a concentrazioni di SRP tra 200 e $500 \mu\text{g l}^{-1}$.

La dominanza dei cianobatteri nelle acque lacustri e lagunari è favorita dalle proprietà metaboliche peculiari dei cianobatteri nei confronti dell'azoto. Oltre alla proprietà di fissare l'azoto atmosferico, che alcune specie possiedono e che le porta a diventare dominanti in sistemi molto eutrofizzati azoto limitati, alcuni studi (Blomqvist et al., 1994) hanno dimostrato come questo gruppo algale sia favorito in ambienti dove la principale fonte di azoto inorganico è rappresentata da azoto ammoniacale. Grazie a questa caratteristica, i cianobatteri competono vantaggiosamente con altre alghe sia in laghi oligotrofici a bassa alcalinità, dove il processo di nitrificazione dell'azoto ammoniacale derivante dalla decomposizione di sostanza organica non è sufficientemente attivo e non esistono altri apporti di azoto inorganico. Ciò avviene sia in laghi eutrofici in cui è esaurita la disponibilità di azoto inorganico, e con processi di riciclo dell'azoto organico sufficienti a sostenere la produttività.

Riassumendo, le principali caratteristiche che contribuiscono all'adattamento dei cianobatteri e al loro successo nella competizione con altri organismi sono:

- la capacità di aggregazione;
- la fissazione dell'azoto;

- l’assorbimento della radiazione luminosa con un’efficienza particolarmente elevata attraverso differenti pigmenti fotosintetici;
- la capacità di spostarsi attivamente lungo la colonna d’acqua (*buoyancy*);
- la produzione di cianotossine.

Alcune di queste caratteristiche associate a idonee condizioni ambientali, come l’abbondanza di nutrienti, le alte temperature delle acque, condizioni atmosferiche calme e idonee condizioni d’illuminazioni (Sukenik et al., 2009) possono portare a fioriture algali che si originano da un accumulo di popolazioni (spesso caratterizzate da crescita zero) preesistenti nella colonna d’acqua verso i primi centimetri della superficie (Salmaso et al., 2009). Sistemi di supporto alle decisioni per la formazione di *bloom* (es. Oliver & Ganf, 2000), così come le previsioni dei modelli numerici che consentono test con stress multipli (es. Trolle et al., 2011), suggeriscono che ci possono essere interazioni sinergiche tra una vasta gamma di *driver* ambientali per promuovere le fioriture di cianobatteri.

La formazione di un *bloom* di cianobatteri, secondo Reynolds e Walsby (1975) avviene se vengono soddisfatte almeno tre condizioni:

- presenza di una popolazione di cianobatteri nella colonna d’acqua;
- diminuzione delle densità intracellulari, con la formazione di colonie galleggianti;
- diminuzione della turbolenza dell’acqua.

Quando queste tre condizioni sono soddisfatte, la velocità di comparsa del *bloom* può essere rapidissima; infatti, le cellule possono replicarsi tanto velocemente da poter dare luogo a una fioritura in circa 2 giorni (Ressom et al., 1994). Le fioriture comportano una notevole alterazione delle caratteristiche fisico-chimiche e visive delle acque. Durante il giorno la fioritura, distribuita in maniera omogenea, rende l’acqua torbida; di notte in

assenza di luce, le cellule non sono in grado di regolare la loro galleggiabilità e spesso raggiungono la superficie, formando il fenomeno definito come *scum*. In presenza di *scum* le caratteristiche cromatiche e chimico-fisiche delle acque subiscono elevate modificazioni: si formano composti colloidali secondari (schiume) nei quali si può concentrare un'elevata quantità di tossine. Le acque possono presentarsi più o meno scolorite, con tonalità variabili di azzurro, verde, rosso in funzione dei differenti pigmenti accessori che caratterizzano le specie di cianobatteri determinanti lo *scum*. Nelle schiume la concentrazione algale è localizzata principalmente in superficie, mentre nell'intorbidimento la concentrazione algale è anche in profondità. Non tutte le specie di alghe azzurre però formano fioriture caratterizzate da schiuma superficiale; la fioritura della *Cylindrospermopsis raciborskii*, infatti, determina un leggero cambiamento di colore dell'acqua, rendendo difficoltosa la rilevazione (Mattei & Stefanelli, 2006).

Le fioriture possono persistere per settimane e a volte per mesi, in funzione degli agenti atmosferici e delle condizioni del flusso d'acqua. La pericolosità delle fioriture è dovuta al bio-accumulo: sostanze tossiche che entrano nella catena alimentare accumulandosi nei tessuti degli animali fino ad arrivare all'uomo. Una volta liberate, le tossine possono persistere per più di 3 mesi, prima che la luce del sole e la microfauna del bacino possano degradarle. Nei cianobatteri, l'elevato numero di specie e la grande eterogeneità delle caratteristiche e degli adattamenti fa sì che per alcune l'ambiente di vita ideale sia lo strato superficiale della colonna d'acqua, e per altre, sensibili a prolungate esposizioni luminose, siano le zone più profonde della colonna d'acqua (Moore et al., 2005). I cianobatteri sono caratterizzati da un'elevatissima differenziazione a livello morfologico e si possono distinguere due tipi principali: l'organizzazione coloniale con cellule

disposte a formare un filamento, dove i filamenti possono essere singoli (per es. *Planktothrix*, *Oscillatoria*, *Anabaena*) oppure aggregati (*Aphanizomenon*) e l'organizzazione coloniale in forma di cenobio (per es. *Microcystis*, *Aphanothece*, *Aphanocapsa*, *Merismopedia*). Entrambe le organizzazioni conferiscono dimensioni lineari e volumi piuttosto elevati, anche se il rapporto superficie/volume è più favorevole nelle colonie filamentose (Morabito, 1999).

La tassonomia dei cianobatteri è molto complicata, le alghe azzurre possono essere classificate seguendo differenti approcci:

- Botanico (sistema tassonomico classico basato su descrizioni morfologiche, di popolazioni naturali e dati ecologici, ha permesso la descrizione di moltissime specie);
- batteriologico (più recente, basato sul fatto che i cianobatteri sono organismi procarioti, non permette la descrizione di generi ma di studi filogenetici);
- polifasico (ha permesso una collocazione filogenetica tramite il confronto e raggruppamento di un gran numero di ceppi, ha fornito metodi descrittivi per ulteriori informazioni genotipiche e fenotipiche).

I cianobatteri sono normalmente suddivisi negli ordini: Chroococcales, Oscillatoriales, Nostocales, Stigonematales. In conformità a particolarità ecologiche e funzionali i cianobatteri possono essere divisi in 4 ecotipi principali:

- 1) Specie che fissano l'azoto atmosferico (es. *Aphanizomenon* e *Anabaena*);
- 2) Specie che stratificano (es. *Planktothrix rubescens*);
- 3) Specie che formano colonie o aggregati (es. *Microcystis*);

- 4) Specie di ambienti ben rimescolati (es. *Planktothrix agardhii*, *Lyngbya limnetica*).

Sulla base di queste distinzioni e in funzione delle specie che le determinano, delle relazioni con le altre componenti fitoplanctoniche, delle caratteristiche dell'ambiente acquatico, delle condizioni meteorologiche, i fenomeni di fioritura da cianobatteri possono essere molto diversificati.

1.2 Il Telerilevamento

L'utilizzo delle immagini telerilevate offre una prospettiva di visione di estese porzioni della superficie terrestre e permette di osservare il comportamento delle superfici in varie porzioni dello spettro elettromagnetico attraverso la ripresa nelle diverse bande dei sensori; questa tecnica permette di distinguere tipologie e stato delle superfici e degli oggetti e consente di riprendere la stessa scena a intervalli di tempo diversi e regolari. Una delle peculiarità che rendono il Telerilevamento una disciplina molto versatile e fortemente utilizzata per l'osservazione della Terra, è la possibilità di analisi multispettrale ovvero la capacità di acquisire più immagini contemporaneamente per diverse porzioni dello spettro per poter interpretare la risposta dell'oggetto osservato in funzione della lunghezza d'onda. Queste posizioni spettrali, definite da un valore inferiore e da uno superiore di lunghezza d'onda, sono chiamate bande spettrali. L'acquisizione d'immagini in diverse bande consente di analizzare le proprietà delle superfici indagate proprio sulla base delle risposte che esse danno in differenti porzioni dello spettro. I sensori impiegati nel Telerilevamento si suddividono in due grandi gruppi: attivi e passivi. I sensori attivi producono e inviano verso la superficie della Terra una radiazione elettromagnetica e misurano l'energia elettromagnetica proveniente dalla superficie. Tipici sistemi attivi d'osservazione della terra sono il radar e il lidar che inviano un

fascio di radiazioni, e poi registrano il segnale di ritorno dopo che questo ha interagito, ed è perciò stato modificato, dalla superficie indagata. Gli strumenti che non emettono energia propria, ma sfruttano esclusivamente la radiazione naturale di altre sorgenti luminose sono definiti passivi. Esistono tantissimi differenti tipologie di sensori ottici passivi, che dagli anni settanta sono utilizzate per lo studio della superficie terrestre. Le caratteristiche intrinseche delle immagini digitali dipendono dalle caratteristiche dei sensori e delle piattaforme che hanno acquisito i dati, a queste caratteristiche viene assegnato il nome di “risoluzioni”.

La risoluzione spaziale delle immagini esprime le dimensioni della più piccola area rilevabile, è determinata dall'altezza del sistema di ripresa e dalle sue caratteristiche di funzionamento, in particolare dall'angolo di vista del sensore che determina l'area-impronta sulla superficie terrestre osservata, detta anche IFOV (*Instantaneous Field Of View*).

La risoluzione radiometrica rappresenta la capacità di discriminare piccole differenze di segnale, ovvero la minima differenza d'intensità che un sistema può rilevare tra due valori di energia radiante, cui corrispondono livelli d'informazione registrata e livelli di grigio nell'immagine.

La risoluzione temporale è l'intervallo di tempo con cui un sistema ripassa sulla stessa area della superficie terrestre per acquisire immagini con uguali condizioni geometriche di osservazione.

L'immagine multispettrale è quindi una matrice numerica a più dimensioni, ognuna delle quali descrive la scena osservata in una specifica banda spettrale. In teoria, maggiore è il numero delle bande spettrali utilizzate maggiore sarà, a parità delle specifiche del sistema utilizzato, la capacità d'indagine, e quindi la risoluzione spettrale del sensore. Non è possibile, costruire un sensore che acquisisca immagini a massima risoluzione geometrica, spettrale e radiometrica contemporaneamente. Infatti, per

ottenere immagini di radianza rappresentative della realtà a terra occorrerebbe che il segnale, di radianza, registrato dal sensore sia molto maggiore rispetto al “rumore” strumentale, cioè una qualsiasi variazione del segnale dovuta a fattori che non siano l’oggetto di studio.

1.2.1 Il telerilevamento applicato agli ambienti acquatici

Le applicazioni più comuni in ambiente acquatico riguardano la stima, negli strati più superficiali (zona eufotica), di diversi parametri tra cui la concentrazione di clorofilla fitoplanctonica, di solidi sospesi e di sostanze gialle, la presenza/assenza di fioriture algali, il coefficiente di attenuazione lungo la colonna d’acqua dell’irradianza incidente, la profondità del disco di Secchi, la temperatura superficiale e, nel caso di acque basse, la batimetria e la natura/copertura del fondale. Date le sue caratteristiche ottiche, l’acqua, che è contraddistinta da riflessione normalmente molto bassa e variabile in funzione della torbidità, può riflettere fino a un massimo del 10-15% dell’energia incidente, valore che, rispetto ad altre superfici, è estremamente basso e per lo più concentrato nelle lunghezze d’onda del blu-verde (450 nm). In questo campo di applicazione è importante utilizzare immagini acquisite con sensori che presentino un alto rapporto segnale rumore (> 200); inoltre, date le caratteristiche spettrali della componente algale, risulta di grande importanza la possibilità di acquisizioni di tipo iperspettrale (numerosa bande strette) a cui si dovrebbe associare un elevato tempo di rivisitazione dell’area investigata (date le veloci dinamiche di fioritura dei cianobatteri) e una risoluzione spaziale accurata adatta al caso di studio. Inoltre, per applicazioni di tipo operativo è necessario che le immagini siano processabili in tempi ragionevoli e con costi accessibili. Sulla base di queste indicazioni e degli strumenti al momento disponibili si riportano in Tabella 1 i sensori satellitari e in Tabella 2 i sensori aviotrasportati maggiormente utilizzati per lo studio degli ambienti acquatici.

Tabella 1. Elenco delle caratteristiche dei sensori satellitari utilizzati per gli studi in ambienti acquatici.

Acronym Sensor	Full Name Sensor	Pixel Size (m)	Time to acquisition (day)	Number of Bands	Number of Bands (400-900)	Spectral Range (nm)	Average bandwidth (nm)
ALI	Advanced Land Imager	30	4-16	9	6	430-2350	80
AVNIR-2	Advanced Land Observation Satellite	10	16	4	4	420-890	80-130
ASTER	Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer	15	16	15	4	520- 11650	6-8
CHRS	Compact High Resolution Imaging Spectrograph Sensor	18	16	18	17	430-860	6-12
Hyperion		30	On demand (4-16)	220	50	355-2560	10
MERIS	Medium Resolution Imaging Spectrometer	300	2	15	14	400-1050	10
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer	1000	1	12	9	400-14400	10-15
OCM-2	Ocean Colour Monitor-2	360	2	8	8	400-900	20
PRISMA	PRecursore IperSpettrale della Missione Applicativa	30		210	50	400-2500	10
TM/ETM+	Thematic mapper (LANDSAT 5-7)	30	16	6	4		60-80
SeaWiFS	Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor	1000	2	8	8	402-885	20-40
WV-2	WorldView2	2	1	8	7	400-1040	30

Tabella 2. Elenco delle caratteristiche dei sensori aerotrasportati utilizzati per gli studi in ambienti acquatici.

Acronym Sensor	Full Name Sensor	Number of Bands	Spectral Range (nm)
AISA	Airborne Imaging Spectrometer for Applications	286	450-1000
AVIRIS	Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer	224	400-2450
CASI-3	Compact Airborne Spectrographic Imager	288	400-1050
MIVIS	Multispectral Infrared and Visible Imaging Spectrometer	102	433-12700

Rispetto alle loro proprietà ottiche, gli ambienti acquatici sono suddivisi in due gruppi:

- *Acque di Caso-1*: acque otticamente più semplici, in cui la risposta spettrale è prevalentemente funzione della concentrazione di clorofilla, essendo le

altre sostanze co-varianti con il fitoplancton; fanno parte di questo gruppo gli oceani.

- *Acque di Caso-2*: acque otticamente complesse, in cui le AOP (proprietà che dipendono sia dal mezzo sia dalla struttura del campo di luce) sono governate dalla presenza di clorofilla, sedimenti sospesi e sostanze colorate organiche disciolte che agiscono soprattutto nella zona blu-verde dello spettro (aumentandone l'assorbimento); limitando quindi l'utilizzo di quest'intervallo spettrale per la derivazione di parametri relazionati alla concentrazione di cianobatteri. La stima dei parametri di qualità dell'acqua si può effettuare attraverso differenti metodi, come descritto in Giardino (2006):

- **metodo empirico**: basato sullo sviluppo di relazioni statistiche tra i valori spettrali misurati dal sensore e i parametri caratteristici della qualità dell'acqua, misurati in coincidenza al passaggio del sensore. L'analisi di regressione, in particolare, utilizza tecniche d'analisi univariata o multivariata applicate a trasformazioni di variabili e singole bande spettrali e/o rapporti di banda;
- **metodo semi-empirico**: utilizza specifiche spettri bande spettrali dell'immagine e richiede la conoscenza delle caratteristiche spettrali delle sostanze otticamente attive indagate nell'acqua;
- **metodo analitico**: utilizza un criterio fondato su relazioni fisiche attraverso le quali le proprietà ottiche dell'acqua sono associate alla radianza emergente dalla colonna d'acqua, a sua volta rapportata al segnale misurato dal sensore. Questo metodo si basa sul metodo matematico d'inversione delle relazioni fisiche (modello bio-ottico) per stimare i parametri di qualità dell'acqua a partire dalle immagini. L'inversione del modello bio-ottico può essere compiuta utilizzando differenti tecniche come ad esempio il metodo dei minimi quadrati,

le tecniche di ottimizzazione non lineare, le reti neurali e le *Look Up Table* (LUT).

Il metodo analitico offre grandi potenzialità perché, a differenza del metodo empirico, non richiede osservazioni e misure in situ sincrone al passaggio satellitare, e, a differenza del metodo semi-empirico, presenta una maggiore applicabilità essendo basato su leggi fisiche indipendenti dalle caratteristiche del sensore, dalle condizioni atmosferiche e dagli intervalli di variabilità del parametro. D'altro canto, essendo associato alla modellistica, è affetto da tutte le problematiche legate in generale ai modelli (es. sensibilità, accuratezza dei parametri) e la sua applicabilità dipende fortemente dalla conoscenza delle proprietà ottiche dei bacini oggetto di studio. Per gli ecosistemi acquatici che non presentano una risposta particolare in qualche lunghezza d'onda (*features*) e per i quali è necessario l'utilizzo della risposta multi-spettrale dell'acqua nell'intervallo tra i 400 e i 700 nm, si utilizzerà un approccio di tipo analitico. Questo si basa sulla modellistica bio-ottica, cioè quell'insieme di teorie, ipotesi ed equazioni che permettono di descrivere il legame tra la concentrazione dei parametri e le proprietà ottiche del mezzo. Queste ultime possono essere raggruppate in due classi: inerenti e apparenti. Le IOP sono quelle che dipendono solamente dal mezzo e sono pertanto indipendenti dalle condizioni di luce al suo interno. Le AOP sono quelle che dipendono dal mezzo ma anche dalla struttura geometrica del campo di luce. Tra le principali IOP si ricordano il coefficiente di assorbimento $a(\lambda)$ e il coefficiente di retro-diffusione o *backscattering* $b_b(\lambda)$, entrambi spettrali (funzione della lunghezza d'onda) ed espressi in unità fisiche di m^{-1} . Tra le principali AOP ricordiamo la riflettanza al di sotto della superficie acquatica $R(0^-; \lambda)$ e la radianza riflessa sopra la superficie acquatica $R_{rs}(\theta, \phi; \lambda)$, definite secondo le seguenti relazioni:

$$R(0^-; \lambda) = \frac{Eu(0^-; \lambda)}{Ed(0^-; \lambda)} \quad [-] \quad [\text{Eq. 1}]$$

$$Rrs(\vartheta, \phi; \lambda) = \frac{L(0^+; \vartheta, \phi; \lambda)}{Ed(0^+; \lambda)} \quad [\text{sr}^{-1}] \quad [\text{Eq. 2}]$$

dove $Eu(0^-; \lambda)$ ed $Ed(0^-; \lambda)$ sono le irradianze ascendente (*upwelling*) e discendente (*downwelling*) al di sotto della superficie (0^-); $L(0^+; \vartheta, \phi; \lambda)$ è la radianza ascendente dalla colonna d'acqua (*water leaving radiance*) al di sopra della superficie (0^+), ϑ e ϕ specificano la direzione dell'osservatore (condizioni di ripresa del sensore) e $Ed(0^+; \lambda)$ è l'irradianza discendente al di sopra della superficie (0^+). Il legame tra le IOP e le AOP è descritto in modo rigoroso dalla fisica del trasferimento radiativo all'interno della colonna d'acqua (si pensi per analogia al trasferimento radiativo in atmosfera) una cui semplificazione può essere rappresentata dalla modellistica bio-ottica. In generale, si può ammettere che attraverso le IOP, un modello bio-ottico è in grado di descrivere la relazione esistente tra le AOP e la concentrazione dei parametri. La riflettanza superficiale può essere espressa in funzione delle IOP (Sathyendranath and Platt, 1998):

$$Rrs(\vartheta, \phi; \lambda) = K \frac{b_b(\lambda)}{a(\lambda) + b_b(\lambda)} \quad [\text{Eq. 3}]$$

Assumendo che i coefficienti $b_b(\lambda)$ e $a(\lambda)$ abbiano proprietà additive e che i coefficienti di ogni i-esimo componente $b_{b,i}(\lambda)$ e $a_i(\lambda)$ siano espressi moltiplicando la concentrazione del singolo componente C_i per le proprietà ottiche inerenti specifiche (SIOP) (ovvero coefficiente per unità di concentrazione) $a^*i(\lambda)$ e $b_b^*i(\lambda)$, l'Eq. 3 diventa la seguente Eq. 4:

$$Rrs(\theta, \phi; \lambda) = \frac{I}{Q(\lambda) \cdot \left(1 + \frac{\mu_d(\lambda)}{\mu_u(\lambda)}\right)} \cdot \frac{\sum_{i=1,4} bb_i^*(\lambda) \cdot Ci}{\sum_{i=1,4} a_i^*(\lambda) \cdot Ci + \sum_{i=1,4} bb_i^*(\lambda) \cdot Ci} \quad [\text{sr}^{-1}] \quad [\text{Eq.4}]$$

dove i coefficienti di assorbimento $a_i^*(\lambda)$ sono relativi al contributo di acqua pura, fitoplancton, sostanze gialle e solidi sospesi organici (nell'ipotesi che la frazione inorganica dei solidi sospesi abbia assorbimento nullo) e i coefficienti di *backscattering* $b_b^*(\lambda)$ sono relativi al contributo di acqua pura, fitoplancton e solidi sospesi inorganici (nell'ipotesi che la frazione organica dei solidi sospesi e sostanze gialle abbiano *backscattering* uguale a zero).

1.2.2 Il telerilevamento applicato allo studio dei cianobatteri

Fino alla fine dello scorso secolo le applicazioni di telerilevamento alle acque lacustri si sono concentrate sulla stima della concentrazione di Chl-a; di recente, poiché i cianobatteri e le tossine da loro prodotte sono state ampiamente riconosciute come un problema sia a livello ecologico che sanitario, le applicazioni delle tecniche di telerilevamento si sono concentrate su questa problematica e gli studi più recenti si sono focalizzati sulla ricerca di metodi per discriminare questo gruppo di organismi all'interno delle acque. I cianobatteri, sono dotati di pigmenti fotosintetici (carotenoidi, ficocianine, alloficocianine, ficoeritrine) contenuti nei tilacoidi e assorbono la radiazione incidente, la superficie dell'acqua in differenti lunghezze d'onda dello spettro elettromagnetico; come descritto nell'introduzione, questa caratteristica rende i cianobatteri più efficienti e permette a differenti specie di coesistere in uno stesso habitat. Le ficobiliproteine, come indicato in Fig. 1a, assorbono in un intervallo spettrale raramente utilizzato da altre specie fitoplanctoniche (500-650 nm). Inoltre, i

cianobatteri sono in grado di variare il rapporto tra ficocianina e ficoeritrina nei ficobilisomi, in modo da sintetizzare i pigmenti più adatti all'assorbimento della luce presente nell'ambiente in cui si trovano. Pigmenti come la ficocianina e la ficoeritrina hanno picchi di assorbimento/riflessione della radiazione elettromagnetica emergente dalla colonna d'acqua molto specifici che possono essere rilevati dai sensori satellitari. La presenza dei cianobatteri nelle acque è identificabile dalla risposta spettrale dei pigmenti fotosintetici che presentano picchi di assorbimento molto differenti rispetto agli altri gruppi della componente fitoplanctonica. I cianobatteri con prevalenza di ficocianina hanno un picco di riflettanza tipico attorno ai 650 nm e presentano un flesso compreso tra 627 e i 635 nm, come visibile in Fig. 1b (Gons et al., 1999; Gons et al., 2002; Zimba & Gitelson, 2006).

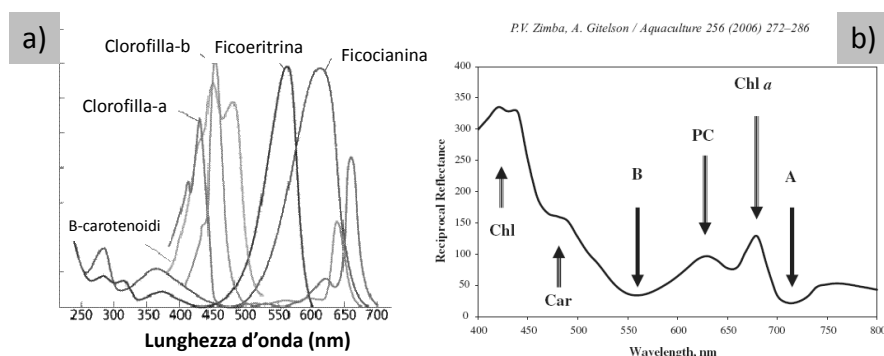


Fig. 1 In a) spettri di assorbimento dei differenti pigmenti fotosintetici presenti nei differenti gruppi fitoplanctonici, in b) firme spettrali con indicati picchi di riflettanza dovuti ai differenti pigmenti fotosintetici fitoplanctonici.

I cianobatteri con prevalenza di ficoeritrina presentano invece un picco di riflessione attorno ai 600 nm. Sulla base dei pigmenti fotosintetici che compongono i cianobatteri e della loro capacità di assorbire la radiazione a diverse lunghezze d'onda, è possibile rilevare l'estensione degli eventi di bloom tramite le immagini acquisite dai diversi sensori (Kutser et al., 2008;

Gons et al., 2005). Gli esempi di lavori di ricerca sono numerosi e basati sull'utilizzo di diversi sensori. Per esempio, sensori satellitari di tipo passivo come AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer) (Kahru et al., 1993), il CZCS (Coastal Zone Colour Scanner) (Siegel et al., 1999) e il SeaWiFS (Joint and Groom, 2000) così come i sensori attivi radar ad aperture sintetica (SAR, Synthetic Aperture Radar) (Svejkovsky & Shandley, 2001) sono stati utilizzati con successo. È stato anche dimostrato che a livello quantitativo i cianobatteri possono essere rilevati tramite sensori aerotrasportati (Dekker et al., 1992) e sensori iperspettrali (Kutser, 2004; Kutser et al., 2006; Metsamaa et al., 2006; Reinart & Kutser, 2006; Simis et al., 2007).

Due sono i principali approcci adottati dai diversi autori per stimare la concentrazione di pigmenti contenuti nei cianobatteri come parametro indicativo della presenza dei cianobatteri stessi: il modello bio-ottico (o analitico) e quello empirico. Il modello bio-ottico (Kutser 2004; Kutser et al., 2008; Gons et al., 2005; Simis et al., 2005) mette in relazione la riflettanza spettrale con le proprietà ottiche dell'acqua e delle sue componenti (coefficienti di assorbimento e riflessione delle sostanze otticamente attive). Quest'approccio è vantaggioso poiché esclusivamente basato sulle proprietà fisiche dei mezzi acqua e aria attraverso i quali il segnale radiometrico passa per raggiungere qualsiasi tipo di sensore (satellitare, da aereo o manuale). Un approccio complesso, che richiede la profonda conoscenza delle proprietà ottiche inerenti dell'acqua (assorbimenti e *backscattering*) e, inoltre, richiede un dato radiometrico con una buona correzione atmosferica (Kutser, 2004; Gons et al., 2005; Matthews et al., 2010). L'utilizzo di algoritmi empirici risulta, invece, più semplice e diretto. In questo caso, però, gli algoritmi di approssimazione sono sito e sensore specifici, e possono rappresentare molto bene l'ambiente nel quale sono stati

ricavati, ma non sono in grado di essere applicati con successo in altri contesti e possono risultare meno appropriati anche in laghi con caratteristiche simili; bisognerebbe ogni volta adattarli all'area di studio e al sensore che si considera. L'utilizzo degli approcci semi-empirici basati su un data-set di campo robusto, comprensivo di variabili stagionali delle caratteristiche delle acque e su variabili sito-specifiche, associati con adeguate correzioni atmosferiche può divenire un approccio esaustivo all'interno dei singoli siti considerati.

Il più comune parametro derivato per il calcolo della quantità di cianobatteri è, come descritto precedentemente, la concentrazione di clorofilla (es. Alikas et al., 2010; Kutser, 2004; Kutser et al., 2008; Gitelson et al., 2009; Matthews et al., 2010; Metsamaa & Kutser 2008; Zhang et al., 2009; Zimba & Gitelson, 2006; Le et al., 2011), anche se non permette da solo di differenziare i diversi gruppi componenti il fitoplancton (es. cianobatteri, diatomee). Tra i differenti algoritmi proposti in letteratura, sono stati spesso implementati rapporti di bande (due o tre bande) tra le riflettanze del NIR (700-750 nm) e quelle della regione del rosso (650-680 nm) (es. Gitelson et al., 2008; Gitelson et al., 2007; Kutser et al., 2008; Gons et al., 2008; Zimba & Gitelson, 2006). Alcuni autori hanno utilizzato, invece, le caratteristiche spettrali della ficocianina per la mappatura dei fenomeni di fioritura dei cianobatteri (Gons et al., 2005; Hunter et al., 2008; Hunter et al., 2010; Kutser et al., 2006; Randolph et al., 2008; Ruiz Verdù et al., 2008; Simis et al., 2005; Wynne et al., 2008); questa risposta spettrale, però, diventa riconoscibile solo con concentrazioni elevate di cianobatteri. Quando il rapporto PC:Chl-a è basso questi algoritmi tendono a sovrastimare la concentrazione di ficocianina (Simis et al., 2005; Randolph et al., 2008), poiché in tali condizioni l'assorbimento a 620 nm è dovuto anche alla presenza di pigmenti accessori (clorofilla-b, clorofilla-c) presenti in altre

specie fitoplanctoniche. Hunter et al. (2008) hanno dimostrato che la concentrazione di ficocianina all'interno delle cellule dei cianobatteri è strettamente legata al loro stato fisiologico e può variare molto in funzione della presenza di azoto: se c'è molta disponibilità di tale nutriente la ficocianina (che contiene N) viene sintetizzata in grande quantità, come riserva, mentre in condizioni di scarsità di azoto, viene metabolizzata per rendere l'azoto disponibile per la crescita algale. Inoltre, l'efficienza di assorbimento di tale pigmento è influenzata dalle condizioni ambientali come disponibilità di luce e nutrienti, competizione tra le diverse specie di fitoplancton e dalla stagione (Randolph et al., 2008). Hunter et al. (2010) hanno evidenziato una correlazione, seppur debole, tra ficocianina stimata dall'algoritmo empirico e numero di cellule di cianobatteri, nonché loro bio-volume (anche Randolph et al., 2008). Ruiz Verdù et al. (2008) ha evidenziato l'accuratezza di tale algoritmo soprattutto nell'intervallo 50-200 mg/m³ di concentrazione di ficocianina, mentre a concentrazioni minori l'assorbimento da parte della clorofilla-a causa una sovrastima. Molti autori concordano nel considerare indispensabile l'utilizzo di sensori iperspettrali, e cioè dotati di un elevato numero di bande spettrali con ampiezza di banda ridotta (es. Kutser et al. 2004). I sensori iperspettrali montati su aereo permettono una discriminazione dei cianobatteri rispetto ad altre specie e di mappare a livello quantitativo le fioriture algali (Bresciani et al., 2009; Gons et al., 2005; Hunter et al., 2008; 2009; 2010) e, nello specifico, le fioriture di cianobatteri; tuttavia, l'utilizzo di tali sensori risulta ad oggi ancora costoso e non permette un monitoraggio multi temporale come le dinamiche del fenomeno richiederebbero.

Tra i sensori satellitari, il MERIS è ampiamente utilizzato perché offre caratteristiche geometriche (risoluzione spaziale) radiometriche (bande spettrali) e temporali idonee per la stima delle concentrazioni di clorofilla-a e

per la mappatura dei cianobatteri (Kutser et al., 2006). Lo stesso Kutser et al. (2006) ha constatato la scarsa possibilità di utilizzo dei sensori LANDSAT, mentre sensori come il MODIS e il SeaWiFS, ampiamente utilizzati a livello oceanico, hanno un utilizzo prevalentemente di tipo qualitativo (Gitelson et al., 2007).

1.3 Contestualizzazione delle attività di ricerca

Le attività del dottorato sono inserite in alcune delle attività svolte presso l'Istituto per il Rilevamento Elettromagnetico dell'Ambiente (IREA, Milano) del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR). In particolare, le attività svolte sono incluse nel progetto **CYAN IS-WAS (CYanobacteria AssessmeNt in Italian and Swedish WAters from Space)**, *Application for significant bilateral projects* all'interno del programma esecutivo sulla cooperazione scientifica e tecnologica tra la Repubblica Italiana e il regno di Svezia (*Executive Programme on Scientific and Technological Cooperation between Italian Republic and the Kingdom of Sweden*) per gli anni 2010-2013 centrato sulla proposta di studio del dottorato.

Nel progetto **CLAM PHYM “Coasts and Lake Assessment and Monitoring by PRISMA Hyperspectral Mission”** relativo al bando “Studi scientifici a supporto della missione PRISMA” Agenzia Spaziale Italiana, Prot. N. 0006631 del 28/07/2009, tra le differenti attività si è prevista una ricerca specifica riguardante lo sviluppo di algoritmi per il riconoscimento dei pigmenti algali, quali le ficocianine presenti nei cianobatteri (2011-2014).

Alle attività del progetto “**EULAKES European Lakes Under Environmental Stressor**” finanziato dal Central Europe Programme, il CNR-IREA si occupa dello studio della qualità delle acque lacustri, in particolare del lago di Garda, attraverso l'utilizzo delle tecniche di Telerilevamento (2010-2013).

Le attività svolte sul lago Trasimeno sono la prosecuzione del progetto **OSTRA (Osservatorio del lago Trasimeno 2008-2009)** in collaborazione con l'ARPA-Umbria; le attività svolte sulla Laguna dei Curi sono state effettuate in collaborazione con il Coastal Research and Planning Institute, University of Klaipeda, Lithuania.

Le attività svolte sul lago d'Idro sono contestualizzate nel Progetto di Ricerca dell'Università di Parma con la Regione Lombardia.

Le attività sui laghi di Mantova sono iniziate a seguito di una collaborazione con la Provincia di Mantova all'interno del progetto **CARE-Analisi delle funzioni ecosistemiche e delle caratteristiche ecologiche degli ambienti umidi perifluviali del Po mantovano e studio delle aree pilota interessate da interventi di ripristino funzionale ed ecologico** (2009-2010) e al progetto **Spectral characterization of Harmful Algal Blooms in Mantua Lakes** (Italy) all'interno del programma EUFAR dell'Unione Europea (2011-2012).

Le attività sul lago Maggiore e le misure in laboratorio inserite nel quadro della collaborazione con il CNR-ISE di Pallanza coinvolto progetto Interreg. del CNR-ISE di Pallanza STRADA “STRategie Di Adattamento ai cambiamenti climatici per la gestione dei rischi naturali”.

È stato possibile avere a disposizione un elevato numero d'immagini satellitari poiché il CNR-IREA ha in corso il progetto **MELINOS-Monitoring European Lakes by means of an Integrated Earth Observation System**, ESA-AO ID553 finanziato dall'Agenzia Spaziale Europea (ESA) che permette di accedere alle immagini acquisite dai sensori MERIS, CHRIS-PROBA, ALOS AVNIR-2 per il periodo 2003-2013. Le immagini iperspettrali acquisite dal sensore aviotrasportato MIVIS sono state disponibili grazie alla collaborazione tra CNR-IREA E CGR-Blom per attività di calibrazione dei dati MIVIS.

2 Aree di Studio e indicazioni sui cianobatteri

Sulla base dei progetti di ricerca che coinvolgono CNR-IREA e Università di Parma, del data set di misure di campo e d'immagini satellitari a disposizione e dell'interesse per l'importanza e le condizioni precedenti di fenomeni di fioritura sono state selezionate le seguenti aree di studio: Lago di Garda, Lago Maggiore, Lago Trasimeno, Lago d'Idro, Laghi di Mantova (Italia) e Laguna dei Curi (Lituania) (Fig. 2). Le aree di studio mostrano marcate differenze ambientali ed ecologiche e quindi ben si prestano a uno studio generalizzato su ampia scala. Le sei aree campione appartengono a tre diverse ecoregioni (mediterranea, subalpina e boreale) e mostrano differenti gradienti di salinità (laghi e lagune). Inoltre, le loro dimensioni e la relativa variabilità spaziale dei parametri di qualità dell'acqua le rendono un target appropriato per uno studio sinottico da satellite.

I siti individuati mostrano una variabilità sia delle caratteristiche trofiche e morfologiche sia delle condizioni climatiche. I laghi Maggiore e Garda sono grandi laghi, caratterizzati da elevate profondità, oligo-mesotrofici, in clima temperato e rivestono una notevole importanza come risorsa d'acqua, a livello turistico, ricreativo e ambientale per tutto il nord Italia; il lago d'Idro è situato nella stessa ecoregione con simili caratteristiche morfologiche ma di minori dimensioni. Il lago Trasimeno, i laghi di Mantova e la laguna dei Curi (la più grande laguna d'Europa) sono caratterizzati da acque di ridotta profondità con elevate concentrazioni di nutrienti e tendenzialmente di tipo meso-eutrofico. Il lago Trasimeno si trova nella regione mediterranea e non è alimentato da corsi d'acqua; i laghi di Mantova sono laghi fluviali di pianura, la laguna dei Curi si trova nella regione boreale ed è alimentato dal mar Baltico e da importanti immissari (fiume Nemunas). In Tabella 3 sono riassunte alcune delle caratteristiche principali delle aree di studio.

- **Lago di Garda** – è il più grande lago italiano, incluso nei laghi subalpini, è un lago oligomittico, con stratificazione estiva tra giugno e ottobre. Secondo l'Organizzazione per la Cooperazione Economica e lo Sviluppo (OCSE) (Vollenweider e Kerekes, 1980), il lago di Garda può essere classificato come un lago oligo-mesotrofico. Esso rappresenta una risorsa rinnovabile essenziale per l'area circostante, che è la più popolata e industrializzata d'Italia, per i molteplici usi delle sue acque (consumo umano, l'irrigazione, energia, trasporti, attività ricreative). Le prime fioriture di cianobatteri nel Garda furono osservate oltre 15 anni fa nel bacino orientale. Nell'ottobre del 1990 fu osservata un'estesa fioritura di *Anabaena lemmermannii* associata a *Microcystis aeruginosa* (Salmaso & Cordella, 1994). Successivamente si verificarono fioriture monospecifiche (*Anabaena lemmermannii*) nei mesi più caldi (luglio-agosto) dal 1991 al 1997 (Salmaso, 2005). Le fioriture si sono manifestate sotto forma di sottili strati e sottili strie giallo-verdi galleggianti in uno strato superficiale dello spessore di circa 2 cm. Dalla fine degli anni '90 le fioriture di *Anabaena* si sono estese in tutte le zone del lago in seguito ad un'aumentata potenzialità trofica e allo sviluppo di particolari condizioni meteo climatiche (Salmaso et al., 2000). Le variazioni temporali della biomassa dei gruppi algali dal 1993 al 2007 evidenziano un aumento della percentuale sul totale della componente determinabile di cianobatteri dal 7 a oltre il 20 % (Salmaso et al., 2009).

- **Lago Maggiore** - è il secondo, per dimensioni, dei grandi laghi subalpini italiani e si trova nella regione transfrontaliera Italia-Svizzera. La

sua condizione naturale è quella dell'oligotrofia ma un processo di eutrofizzazione ha avuto inizio negli anni '60 e il lago ha raggiunto uno stato prossimo all'eutrofia alla fine degli anni '70. Da allora, grazie ad interventi che hanno portato alla riduzione del carico di fosforo, le condizioni trofiche del lago sono andate incontro a un progressivo miglioramento, culminato con il raggiungimento dell'attuale stato di oligotrofia (Morabito et al., 2003).

I cianobatteri nel Lago Maggiore sono sempre stati una componente importante dei popolamenti algali, anche se raramente hanno dato origine a fioriture: ricordiamo quella storica di *Planktothrix rubescens*, descritta all'inizio della fase di eutrofizzazione (Ravera & Vollenweider, 1968) e quelle più recenti del 2005, 2006 e 2007 di *Anabaena lemmermannii* e alle presenze di *Snowella lacustris* e *Aphanizomenon flos-aquae* (Morabito 2007; Bertoni et al., 2007).

- **Lago Trasimeno** – è un lago di origine post-tettonico, ubicato nel centro Italia, è il quarto lago italiano appartenente al bacino del fiume Tevere. Si tratta di un lago poco profondo, con acque non-stratificate. Secondo l'OCSE, il lago presenta condizioni intermedie tra la mesotrofia e l'eutrofia. Il livello delle acque del Trasimeno è molto variabile secondo le condizioni meteorologiche, ma l'attuale evoluzione climatica mostra una significativa riduzione della disponibilità di acqua (Cingolani et al., 2007). L'ecosistema lacustre è un'area di eccezionale valore per la sua ricchezza di flora e fauna. Turismo, agricoltura e allevamento sono le attività più importanti della zona del Trasimeno. Fino al 1990 le comunità fitoplanctoniche del Trasimeno erano dominate principalmente da popolazioni di cloroficee o di diatomee mentre tra le poche cianoficee presenti si

riscontravano soprattutto *Phormidium* spp. e *Oscillatoria tenuis*. Successivamente è stato invece osservato come la comunità tendesse ad arricchirsi sempre più di alghe azzurre filamentose nel periodo tardo-estivo, fino alla manifestazione di vere e proprie esplosioni di *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii*, per tutto lo spessore dello specchio lacustre (Cingolani, 2000). Nei mesi di estivi del 2004 e del 2005 si sono registrate intense fioriture di *Cylindrospermopsis raciborskii*, anche in profondità, a seguito della presenza di condizioni ottimali per la crescita delle alghe azzurre, come alta temperatura dell'acqua, illuminazione prolungata ed esaltazione dei fenomeni eutrofici (Cingolani et al., 2008).

- **Lago d'idro** - è un lago meromittico incluso del bacino del fiume Chiese nella Valle Sabbia e localizzato tra le province di Brescia e di Trento, a un'altitudine di 368 m s.l.m. Il lago è una risorsa economica importante per la popolazione locale soprattutto in termini turistici e per la produzione di energia idroelettrica. Dal 1930, l'eccessivo sfruttamento delle risorse idriche, ha causato una drastica riduzione della profondità del mixolimnio da 70 a ~50 m verificatosi nel periodo dal 1960 al 2010. Nell'ultimo decennio, una progressiva stabilizzazione del livello dell'acqua ha determinato un aumento dello sviluppo delle macrofite. Negli ultimi anni si sono verificati differenti fenomeni di fioritura algale molto diversificati sia a livello compositivo, sia a livello stagionale.

- **Laghi di Mantova** - i laghi di Mantova (Superiore, di Mezzo e Inferiore) sono tre laghi poco profondi che circondano la città di Mantova. I laghi sono alimentati dal fiume Mincio, che è l'emissario del Lago di

Garda e i loro livelli sono controllati dalla diga del Vasarone. I tre laghi sono caratterizzati da livelli eutrofici, problematiche concernenti la sedimentazione della materia organica e all'eccessiva crescita della vegetazione macrofitica. Dalla primavera all'autunno, gran parte della superficie dei laghi è coperta da popolamenti densi di macrofite emergenti come la castagna d'acqua (*Trapa natans*) e il fiore di loto (*Nelumbo nucifera*), una specie esotica invasiva introdotta all'inizio del XX° secolo. Per quel che concerne la composizione algale, nel 2007 si sono registrate intensissime fioriture di cianobatteri (*Oscillatoria* sp. e *Microcystis* sp.), che sono spesso alternate da fioriture di diatomee (*Synedra* sp.) nel periodo primaverile e differenti specie della classe delle Chlorophyceae ed Euglenophyceae.

- **Laguna dei Curi (Lituania)** – è posizionata tra la Lituania e la Federazione Russa lungo la costa del Baltico orientale, è la più grande laguna in Europa. Essa è contraddistinta da complessi modelli di circolazione dell'acqua (sostenuti principalmente dall'ingresso di acqua dolce dai tributari, dal vento, e in quantità inferiore dalle acque con bassa marea dal Mar Baltico). Contraddistinta da una profondità molto contenuta (media: 3.8 m), le caratteristiche dei sedimenti e la disponibilità di nutrienti determinano un mosaico estremamente dinamico di condizioni. La laguna dei Curi è costituita principalmente da acque dolci con valori di salinità compresi tra 0-7 psu (Gasiūnaitė et al., 2008). La laguna dei Curi è un *hotspot* di biodiversità ma, al tempo stesso, è una delle lagune più eutrofizzate (Gasiūnaitė et al., 2008) caratterizzata da picchi di concentrazioni di nutrienti all'inizio della primavera

(Pilkaitytė & Razinkovas, 2007) e da una trasparenza delle acque compresa tra 0.5 e 2.2 m (Gasiūnaitė et al., 2008). Durante gli ultimi decenni sono avvenuti importanti cambiamenti antropici nella Laguna dei Curi e nella zona spartiacque che hanno prodotto effetti negativi sull'eutrofizzazione, fenomeno che a oggi interessa tutti i livelli trofici del corpo idrico e soprattutto l'intensità di sviluppo del fitoplancton. Le fioriture di cianobatteri, osservati ogni anno in estate e in autunno, sono dominate dalle specie *Microcystis aeruginosa* e *Aphanizomenon flos-aquae*. Nonostante l'effetto tossico di queste alghe sui pesci e altri idrobionti, non esiste per la Laguna un'accurata valutazione delle conseguenze ecologiche delle fioriture di cianobatteri (Aleksandrov & Chukalova, 2007). Nelle estati tra il 1990 ed il 2000 la biomassa dei cianobatteri è sempre stata elevata (superiore a 10 g/m^3), dal 2001 in poi le concentrazioni hanno raggiunto situazioni di hyperbloom (superiore a 100 g/m^3). Nel periodo della fioritura la concentrazione di azoto ammoniacale nell'acqua ha raggiunto valori di 800-1000 $\mu\text{g/l}$, BOD₅ di 10-19 mg/l e valori di pH tra 9.8-10.0.

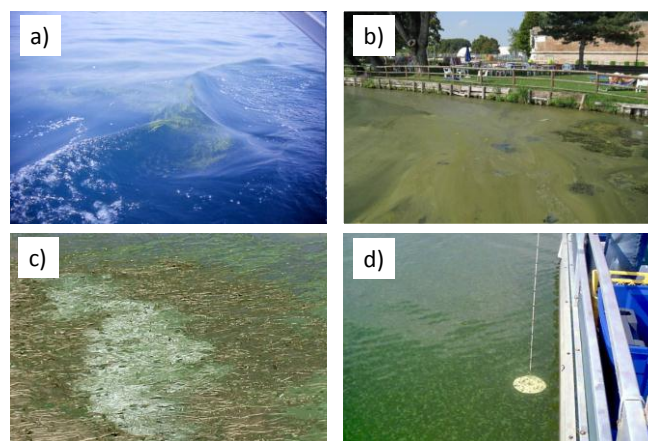
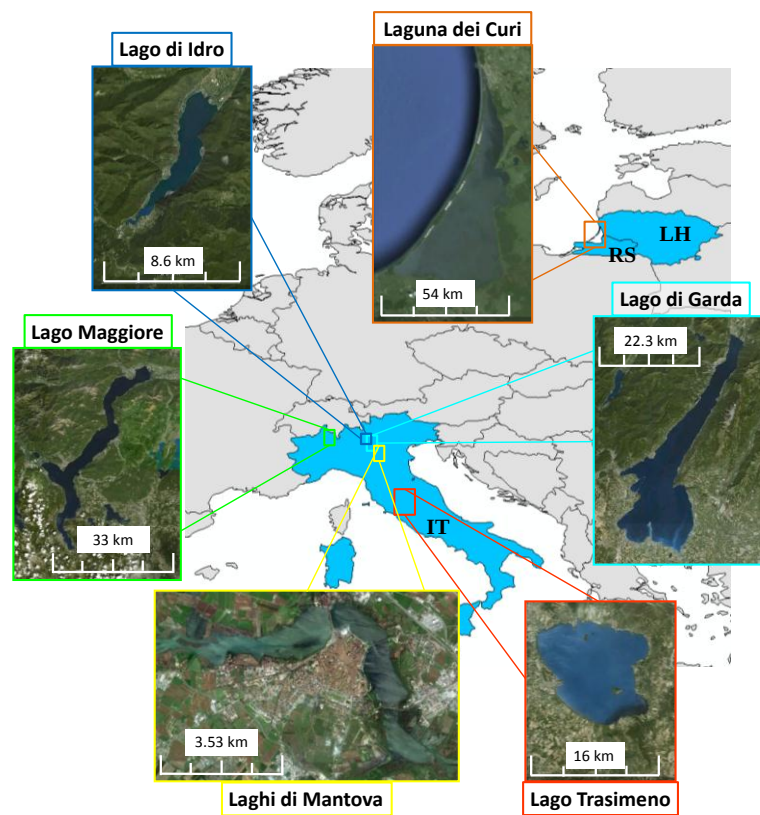


Fig. 2. In alto localizzazione delle aree di studio investigate; in basso differenti tipologie di fenomeni di fioritura da cianobatteri: a) fenomeni sporadici di fioriture omogenee con elevate migrazioni verticali in laghi

oligo-meso trofici profondi (lago di Garda, foto di N.Salmaso); b) frequenti e intense fioriture eterogenee in piccoli laghi eutrofici (laghi di Mantova); c) frequenti e intense fioriture omogenee con formazioni di scum in laghi e lagune ipertrofiche (laguna dei Curi); d) Frequenti fioriture omogenee in laghi meso-eutrofici poco profondi (lago Trasimeno).

Tabella 3. Caratteristiche morfologiche, di stato trofico e dei principali cianobatteri presenti nelle aree di studio.

	Massima profondità (m)	Superficie (km ²)	Latitudine	Altitudine (m, s.l.m.)	Stato trofico	Principali Cianobatteri
Lago di Garda	346	370	45°37'	65	oligo- mesotrofico	<i>Anabaena</i> <i>Planktothrix</i>
Lago Maggiore	370	212	45°57'	193	oligo- mesotrofico	<i>Anabaena</i> <i>Planktothrix</i>
Laghi di Mantova	15	6.21	45°09'	18	eu- ipertrofico	<i>Oscillatoria</i> <i>Microcystis</i> <i>Cylindrospermopsis</i>
Lago Trasimeno	6	128	43°08'	258	meso- eutrofico	<i>Planktothrix</i> <i>Anabaena</i> <i>Microcystis</i> <i>Microcystis</i>
Lago d'Idro	122	11	45°47'	370	meso- eutrofico	<i>Planktothrix</i> <i>Aphanocapsa</i> <i>Aphanizomenon</i>
Laguna dei Curi	5.8	1584	55°10'	0	ipertrofico	<i>Microcystis</i>

3 Materiali e metodi

3.1 Tecniche di pre-elaborazione delle immagini

Al fine di poter utilizzare le immagini iperspettrali e multispettrali per lo studio della qualità delle acque è stato necessario effettuare un pre-processing comprensivo di calibrazione radiometrica, correzione atmosferica, correzione degli effetti di adiacenza e analisi della presenza di *glint* con sua eventuale rimozione. Le acquisizioni dei sensori forniscono immagini in *Digital Number* (DN) che devono essere convertiti in radianze tramite la calibrazione radiometrica e successivamente a riflettanze tramite la correzione atmosferica. La riflettanza alla superficie è definita come il rapporto tra la radianza misurata in una specifica geometria di osservazione (zenith e azimuth) e una sorgente d'illuminazione diretta in un angolo solido infinitamente piccolo.

Per tutte le immagini utilizzate nel lavoro di tesi sono stati ottenuti prodotti di riflettanza che è il parametro base del telerilevamento ottico della superficie terrestre e rappresenta la grandezza di input primaria per ottenere tutti i parametri geofisici superficiali di livello superiore. Per questo motivo è essenziale porre attenzione al livello di accuratezza con cui vengono derivati i prodotti di riflettanza, soprattutto nel caso di acque otticamente complesse.

3.1.1 Correzione atmosferica

Le correzioni atmosferiche delle immagini telerilevate rappresentano uno dei passaggi di pre-processing più complessi e necessari per potere procedere a valutazioni quantitative. Il segnale misurato dal sensore si compone infatti del contributo radiativo della radianza dall'atmosfera retro-diffusa verso il sensore e del contributo della radianza emergente dalla colonna d'acqua,

solitamente una frazione molto piccola (circa 5-10%) del segnale che riceve il sensore satellitare (Doerffer & Schiller, 1997). Queste componenti di radianza sono modulate dalla trasmittanza dell'atmosfera, sia lungo il cammino ottico discendente (sole-superficie) sia ascendente (superficie-sensore). È possibile stimare tali contributi e correggere quindi i dati dagli effetti atmosferici per mezzo di modelli analitici di trasferimento radiativo implementati dai codici di trasferimento radiativo (RTC). In generale, tali modelli affrontano il problema della modellizzazione dell'effetto atmosferico basandosi sulla stima dell'assorbimento dei gas atmosferici ed una completa trattazione dei processi di diffusione e una valutazione dell'interazione tra i due processi.

Nei codici RTC i parametri di input necessari per la correzione sono, oltre alle geometrie di osservazione del sensore e d'illuminazione, i parametri dell'atmosfera quali la concentrazione e origine degli aerosol e profili verticali di temperatura, pressione, umidità relativa.

Nel lavoro di tesi si sono utilizzati tre differenti codici di correzione atmosferica:

- ATmospheric CORrection ATCOR (Richter, 2009);
- Rete neurale BEAM-VISAT (Doerffer & Schiller, 2008a,b),
- 6S (Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum) (Vermote et al., 1997; Kotchenova & Vermote, 2006; Kotchenova & Vermote, 2007).

ATCOR è un programma disponibile come plug-in del software ITT Exelis ENVI e sviluppato da R. Richter (DLR, German Aerospace Center, Remote Sensing Data Center, Wessling) e ReSe Applications Schläpfer. Analogamente ad altri codici RTC (Brando & Dekker, 2003), ATCOR esegue la correzione atmosferica basandosi sul modello di trasferimento radiativo MODTRAN (Berk et al., 1989). Attraverso la parametrizzazione

del modello MODTRAN permette di simulare diverse grandezze atmosferiche (es. irradianza diretta e diffusa, trasmittanza) che vengono poi opportunamente utilizzate in ATCOR per eseguire la correzione atmosferica delle immagini. Il codice ATCOR è stato utilizzato per la correzione atmosferica delle immagini iperspettrali aviotrasportate (laghi di Mantova). La rete neurale BEAM-VISAT si basa sulla correzione dei dati della parte superiore dell'atmosfera (TOA) tramite l'utilizzo di 12 bande MERIS, che tramite simulazioni di trasferimento radiativo, integrando differenti condizioni di aerosol vengono normalizzati in funzione della banda 11 di assorbimento dell'ossigeno e le bande della regione del vicino infrarosso al fine di ottenere dati in riflettanza. Questa rete è stata utilizzata per la correzione delle immagini MERIS in assenza di fioritura superficiale estremamente robusta (Garda, Maggiore e Trasimeno).

Il 6S è un modello sviluppato dall'Università delle Scienze e delle Tecnologie di Lille e dall'Università del Maryland. Implementato in linguaggio FORTRAN, il codice 6S permette di stimare il segnale retro-diffuso dal sistema terra-atmosfera e rilevato da un sensore satellitare o aviotrasportato. Oltre al procedimento di simulazione, il 6S può essere utilizzato in modalità inversa, ossia si possono ottenere valori di riflettanza al livello del suolo partendo dai valori di radianza misurati dai sensori remoti, realizzando così la correzione atmosferica. Il Codice 6S è stato utilizzato per le immagini MERIS in caso di forte fioritura superficiale (Laguna dei Curi, Idro), per le immagini CHRIS-PROBA (Mantova, Trasimeno) e per i test effettuati sulle immagini LANDSAT.

3.1.2 Correzione degli effetti di adiacenza e sun-glint

La radianza di un pixel registrata dal sensore remoto dipende anche dalla riflettanza dei pixel adiacenti. A causa dell'aerosol parte della radianza riflessa da un pixel ad alta riflettività (es. vegetazione) viene diffusa

nell'angolo di vista di un pixel adiacente a minore riflettività (es. acqua), generando un aumento apparente della luminosità di quest'ultimo. L'impatto delle superfici adiacenti sul retrieval della riflettanza emergente dall'acqua (*water leaving reflectance*) può essere significativo e quindi interferire con la stima dei parametri di qualità dell'acqua (Santer et al., 1999; Santer & Schmechtig, 2000; Floricioiu & Rott, 2005; Bélanger et al., 2007; Giardino et al., 2008). Gli effetti di adiacenza diminuiscono con l'aumento della distanza tra il sito di misura e la costa e aumentano a livello spettrale nel vicino infrarosso. Dal momento che l'influenza dell'effetto di adiacenza nella fascia costiera è maggiore in condizioni di visibilità ridotta (Giardino et al., 2008), la scelta delle immagini è stata effettuata cercando di ridurre al minimo quelle affette da copertura nuvolosa. Nel lavoro di tesi per la rimozione degli effetti di adiacenza dalle immagini MERIS è stato utilizzato il tool *Improved Contrast between Land and Ocean-ICOL* (Santer e Schmechtig, 2000; Santer e Zagolski, 2009) implementato nel software dell'ESA Basic Envisat/ERS ATSR and MERIS (BEAM v. 3.6.1) *toolbox* (Brockmann Consult, Geesthacht, Germany) confrontato con il NIRsim corrections (Sterck et al., 2010) che è un modello basato su MODTRAN. Per le immagini iperspettrali, gli effetti di adiacenza sono stati corretti utilizzando il c-WOMBAT-c (Brando, 2008; De Haan & Kokke, 1996) che è un modello basato su MODTRAN (Berk et al., 1989).

Un altro disturbo radiometrico da considerare per una corretta utilizzazione delle immagini telerilevate sugli ambienti acquatici è il *sun glint*. Il termine *sun glint* o *sun glitter* definisce la componente di radiazione misurata dal sensore relativa alla riflessione speculare sulla superficie dell'acqua. Essa si manifesta all'occhio umano con il tipico luccichio che un osservatore posto in riva ad un ecosistema acquatico osserverebbe sulla superficie in condizioni favorevoli di vento e di altezza del sole. La radiazione di *sun glint*

dipende dalla increspatura (rugosità) della superficie acquatica (le onde capillari) che è determinata dal vettore del vento. La determinazione della componente della riflettanza dovuta all'effetto di *sun glint* si è basata sulla conoscenza della probability density function basandosi sulla distribuzione di Cox e Munk (Cox & Munk, 1954; Cox & Munk, 1956). Le immagini satellitari completamente affette da sun glint non sono state utilizzate e quelle in cui l'effetto era solo localizzato in alcune parti sono state mascherate: In modo simile sono state trattate le immagini aerotrasportate alle quali l'effetto è stato attenuato tramite il tool *de-glint* (Hochberger et al., 2003).

3.2 Caratterizzazione delle proprietà ottiche delle acque tramite misure in situ

Per tutti gli ecosistemi acquatici considerati nell'area di studio, si sono utilizzate firme spettrali raccolte in situ delle acque, con e senza la presenza di cianobatteri; le misure sono state fatte in numerose campagne di misura sia precedenti al lavoro di tesi sia durante. Per le aree di studio sono state acquisite misure distribuite a livello spaziale e temporale, le firme spettrali sono state acquisite anche in laboratorio su campioni puri di acque con cianobatteri. Le misure radiometriche sono state effettuate utilizzando lo spettrometro FieldSpec ASD con fibre ottiche acquatiche che permettono la misura delle radianze e irradianze nell'interfaccia aria-acqua e all'interno della colonna d'acqua nell'intervallo spettrale compreso tra 350 e 2500 nm (per la componente acquatica risulta sufficiente l'analisi nell'intervallo 400-900 nm). Inoltre, dal 2012 si è potuto utilizzare anche lo spettrometro WISP-3 (Water Insight Spectrometer), progettato per il monitoraggio della qualità dell'acqua, in grado di eseguire automaticamente e contemporaneamente diverse misure utilizzando tre radiometri, due per

misure di radianza e uno d'irradianza, al fine di ottenere la riflettanza superficiale nell'intervallo spettrale 380-800 nm.

È stato utilizzato il protocollo *SeaWifs* per l'acquisizione dei dati necessari per calcolare la *Remote sensing reflectance* (R_{rs}), le misure di *downwelling radiance* sono state effettuate utilizzando il pannello bianco in Spectralon al 99%.

$$R_{rs} = (LW\ 40^\circ - L_{sky}\ 40^\circ) p / WR \quad [Eq. 5]$$

dove $LW\ 40^\circ$ è la radianza al di sopra della superficie dell'acqua misurata puntando l'ottica verso la superficie dell'acqua con un angolo di 40° ; $L_{sky}\ 40^\circ$ è la radianza del cielo misurata puntando l'ottica verso il cielo con un angolo di 40° ; p è la riflettanza di Fresnel; WR è la radianza misurata sopra il pannello bianco di riferimento. Tutte le misure necessarie per calcolare la $R_{rs}(0^+)$ sono grandezze che si registrano al di fuori dallo specchio d'acqua. Per il calcolo della *Subsurface Radiance Reflectance* $R(0^-)$ sono state misurate la *upwelling irradiance* ($E_u(0^-)$) e la *downwelling irradiance* ($E_d(0^-)$) tramite sonda subacquea posizionata tra 10 e 20 cm dall'interfaccia acqua aria.

$$R(0^-) = E_u(0^-) / E_d(0^-) \quad [Eq. 6]$$

Il data set è stato analizzato al fine di valutare la risposta spettrale della clorofilla e per la caratterizzazione spettrale dei cianobatteri, per l'implementazione degli algoritmi semi-empirici e per la validazione del pre-processing delle immagini telerilevate.

Associate alle misure spettroradiometriche sono state fatte misure delle concentrazioni dei parametri otticamente attivi delle acque (Chl-a, Solidi

Sospesi Totali TSM, sostanze organiche colorate disciolte CDOM); la Chl-a è stata misurata dopo estrazione con acetone su campione d'acqua filtrato con filtri GF/F-C con metodo spettrofotometrico (Lorentzen, 1967), i TSM sono stati determinati per via gravimetrica dopo filtrazione e il CDOM tramite lettura allo spettro-fotometro per tutte le lunghezze d'onda sul filtrato 0.2 μm (filtri in policarbonato; es. Nuclepore o equivalenti). Sono state effettuate anche misure fluorimetriche per la stima dei pigmenti fotosintetici (Chl-a, ficocianina, ficoeritina) e la caratterizzazione della componente algale (sono stati utilizzati differenti fluorimetri: Cyclops-7, FluoroProbe II). Un'altra tipologia di misure effettuate riguardano le IOP delle acque: assorbimenti e *backscattering* che sono alla base dell'applicazione della modellistica bio-ottica per gli ecosistemi acquatici in cui le acque non presentano un netto prevalere di uno dei parametri otticamente attivi. Le misure di assorbimento sono state effettuate in tutti gli ecosistemi acquatici oggetto di studio utilizzando il metodo denominato *filter pad technique*, secondo Trüper & Yentsch (1967). Il metodo si basa sulla misura spettrofotometrica di filtri in fibra di vetro Whatman GF/C di 47 mm di diametro in cui viene misurato l'assorbimento totale e dopo estrazione con acetone viene misurato l'assorbimento dovuto alla componente non algale secondo il metodo di Kishino et al., (1985). La misura del coefficiente di assorbimento dovuto alla porzione fitoplanctonica ($a_{\Phi}(\lambda)$) si può ottenere sottraendo allo spettro di assorbimento della sostanza *Total Particle* ($a_{TP}(\lambda)$) la frazione *Non Algal Particle* ($a_{NAP}(\lambda)$). Queste misure oltre che per l'applicazione modellistica bio-ottica, permettono di discriminare la presenza di picchi di assorbimento dovuti ai differenti pigmenti fotosintetici presenti nelle acque.

Le misure di *backscattering* sono state eseguite solamente per i laghi di Garda e Mantova, per la laguna dei Curi e su campioni di laboratorio di

Microcystis tramite Hydroscat-6C. Poiché esistono differenti tipologie di spettroradiometri di campo per la misura delle proprietà ottiche delle acque è di fondamentale importanza che i differenti strumenti siano tra loro comparati al fine di poter avere dati utilizzabili indipendentemente dallo strumento utilizzato. Durante le campagne di misura effettuate a Mantova nei mesi di luglio e settembre è stato portato a termine un confronto strumentale tra il Field-Spec ASD-Full Resolution (FR), l'ASD Hand-Held (HH), il Ramses e il sistema di radiometri Multiplexer Radiometer Irradiometer (MRI) dell'Università Milano Bicocca. La Figura 3 evidenzia l'accordo tra i valori di riflettanza acquisiti con il Field-Spec ASD-FR e gli altri due spettroradiometri per la campagna di misura di luglio.

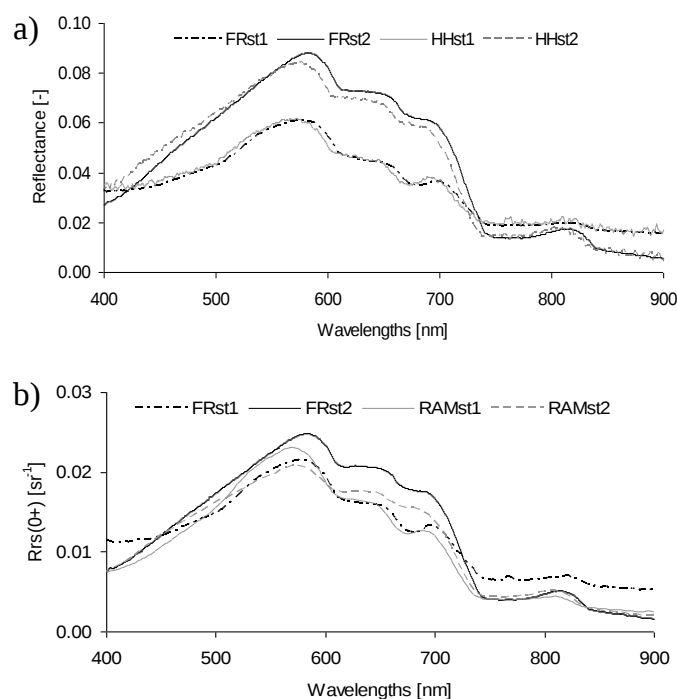


Fig. 3. Confronto effettuato nei laghi di Mantova tra differenti spettroradiometri, in a) confronto tra le misure di riflettanza acquisite con il FieldSpec ASD-FR (FR) e l'ASD Hand-Held (HH), in b) confronto tra FR e il Ramses (RAM).

In Figura 4 si evidenzia l'accordo tra i valori di riflettanza acquisiti con il Field-Spec ASD-FR e il sistema in continuo MRI.

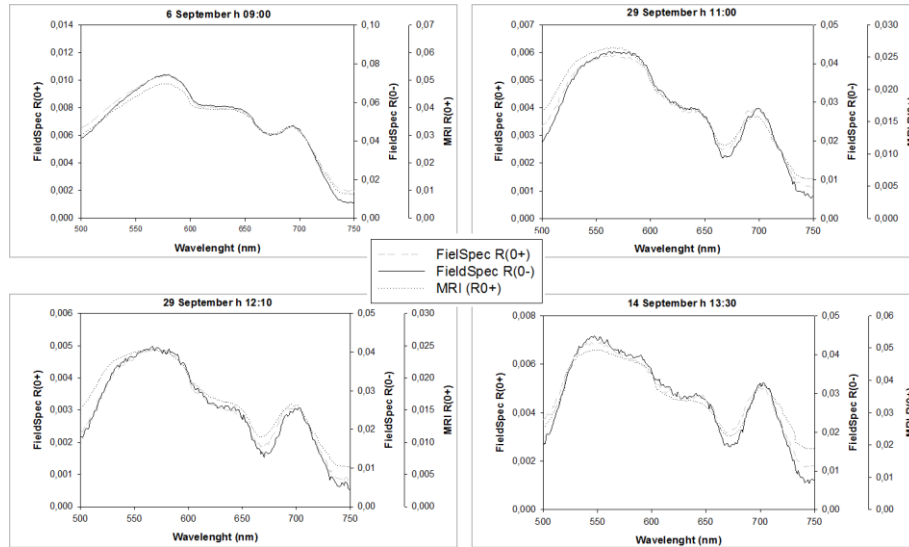


Fig. 4. Confronto tra i valori di riflettanza acquisiti con il FieldSpec ASD-FR (FR) e il sistema in continuo MRI.

È necessario però soffermarsi sull'importanza di effettuare corretti protocolli di misura, infatti, molto spesso le misure di *Remote Sensing Reflectance* (Rrs) effettuate con il protocollo SeaWiifs possono risentire di disturbi dovuti a *sun-glint* o alla presenza di coperture nuvolose molto variabili. La Figura 5 mostra come i valori di Rrs risentano di disturbi e possono portare all'implementazione di algoritmi imprecisi, questo sottolinea l'importanza di effettuare misure sia di Rrs sia di R(0-) come indicato precedentemente. Come indicato in Hommersom et al., (2012) nonostante l'accuratezza radiometrica dei differenti strumenti, quando le condizioni di luce non sono ottimali durante le misure, le firme acquisite possono avere rumori e disturbi che vanno a condizionare la qualità dei dati utili sia alle attività di validazione sia all'implementazione degli algoritmi semi-empirici.

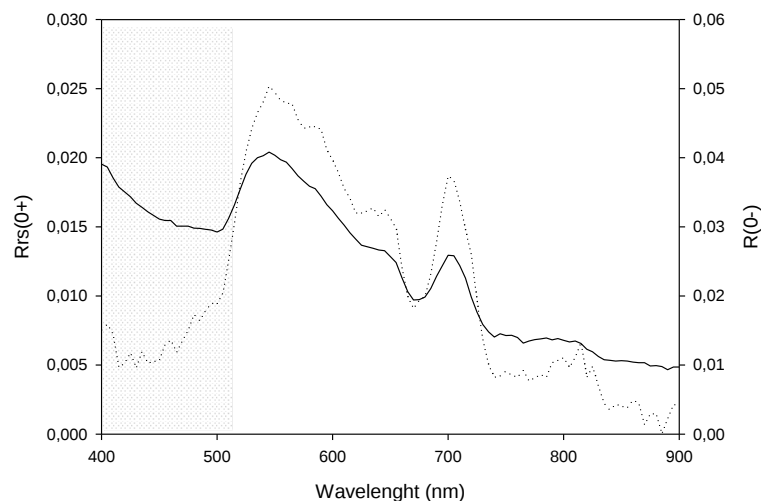


Fig. 5. Confronto tra R_{rs} (linea continua) e $R(0-)$ (linea punteggiata) acquisite contemporaneamente e nello stesso punto di campionamento. All'interno della parte grigia la differenza tra i due parametri, causate da problemi d'illuminazione, è chiaramente visibile.

3.3 Misure biogeochimiche dei sedimenti

Sono stati effettuati prelievi di sedimenti mediante carote intatte in 3 ambienti: il lago Trasimeno, i laghi di Mantova e la laguna dei Curi. Nel lago Trasimeno è stato eseguito un unico campionamento, nell'estate del 2011, mentre a Mantova e nella laguna lituana sono disponibili dati mensili. Lo scopo del prelievo dei sedimenti e la misura dei flussi bentonici è di investigare se la stechiometria dei nutrienti rigenerati (N, P e Si) può favorire le fioriture dei cianobatteri. A questo riguardo, l'ipotesi di partenza è che i siti che hanno "maggiore vocazionalità" alle fioriture dei cianobatteri dovrebbero dissipare grandi quantità di azoto attraverso il processo di denitrificazione e simultaneamente rigenerare, in modo pulsante e occasionale, grandi quantità di fosforo reattivo. In questo modo, si potrebbero avere periodi in cui la disponibilità relativa di N e P è profondamente sbilanciata, al punto da favorire competitivamente

popolamenti algali in grado di fissare azoto atmosferico. La silice è inclusa nelle misure in quanto possibile regolatore/fattore limitante delle fioriture di diatomee. I processi biogeochimici a livello dei sedimenti sono ben noti e la rigenerazione di azoto e fosforo è un processo redox-dipendente. Si presuppone che avvenga un rilascio di fosforo all'acqua in quei sistemi in cui viene esaurito il buffer rappresentato da composti in grado di co-precipitare lo ione orto fosfato, come il ferro ferrico. Generalmente, tale rilascio può essere limitato nel tempo e coincidere con una fase di stratificazione delle masse d'acqua, d'intensa respirazione batterica e di anossia prolungata (l'intero periodo notturno o qualche giorno consecutivo). Nel dettaglio la metodologia di lavoro ha previsto le fasi di prelievo e preincubazione e determinazione dei flussi a livello dei sedimenti.

Prelievo e pre-incubazione

I campioni di sedimento sono stati raccolti con carote di diametro 8 cm e altezza 40 cm, n=6 per stazione. I *liners*, in plexiglass trasparente, sono stati infissi verticalmente nel sedimento a mano e tramite un carotatore. Dopo il prelievo, le carote sono state sommerse in acqua del sito refrigerata e quindi portate in laboratorio entro poche ore dal campionamento. A ogni campionamento circa 50 l di acqua sono stati raccolti da ogni sito per mantenere le carote nei periodi di pre-incubazione e d'incubazione.

In laboratorio, le carote raccolte sono state sommerse in una vasca contenente l'acqua del sito mantenuta aerata e alla temperatura presente in campo e sono state sottoposte a cicli luce/buio simili a quelli del periodo di campionamento. Durante il periodo di pre-incubazione, l'acqua all'interno delle carote e della vasca d'incubazione è stata rimescolata e omogeneizzata attraverso l'impiego di una barretta magnetica guidata da un motore centrale rotante a 60 rpm. Il rimescolamento dell'acqua nelle singole carote è stato

mantenuto anche durante il periodo d'incubazione per evitare la stagnazione e lo stabilirsi di gradienti di concentrazione all'interno delle carote.

Determinazione dei flussi a livello dei sedimenti

Il giorno dopo il campionamento, l'acqua nella vasca è stata sostituita e le carote sono state incubate per la misura dei flussi di O_2 , SRP, NH_4^+ e SiO_2 . Le incubazioni sono iniziate abbassando il livello dell'acqua nella vasca d'incubazione fino a isolare le carote e quindi chiudendole con un tappo di plexiglass galleggiante, avente un setto per il prelievo del campione; le carote sono state incubate secondo la metodica riportata da Dalsgaard et al. (2000). Le carote prelevate sono state incubate solo al buio, in quanto nelle aree di studio la penetrazione della luce è ridotta e i sedimenti si trovano costantemente in assenza di luce. Il tempo d'incubazione per le misure dei flussi in condizioni naturali (da 1.5 a 5 ore) è stato regolato in base alla temperatura dell'acqua (tempi più brevi in presenza di temperature maggiori) e in modo da mantenere la concentrazione dell'ossigeno alla fine dell'incubazione a valori non inferiori al 20% di quello iniziale. I campioni d'acqua sono stati raccolti a intervalli regolari attraverso siringhe di plastica. Le metodiche di prelievo e di analisi dei gas e dei nutrienti sono standard: l'ossigeno disciolto è stato determinato mediante titolazione iodometrica di Winkler mentre i nutrienti sono stati determinati spettrofotometricamente (APHA, 1981). Sono stati in alcuni casi prolungati i tempi d'incubazione al fine di evidenziare l'effetto indotto dall'ipossia sulla stechiometria dei nutrienti rigenerati. In questo caso le carote sono state mantenute al buio, chiuse, e incubate fino a 20 ore consecutive. Prelievi dell'acqua sono anche in questo caso stati effettuati a intervalli regolari.

I flussi di ossigeno e nutrienti inorganici disciolti sono stati calcolati come variazione della concentrazione di ciascun parametro nelle carote rispetto al

tempo, in accordo con l'equazione 7, ed espressi come tasso per metro quadrato.

$$F_x = \frac{(C_f - C_i) \times V}{A \times t} \quad [\text{Eq. 7}]$$

dove:

F_x = flusso del parametro x ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$)

C_f = concentrazione finale di x (μM)

C_i = concentrazione iniziale di x (μM)

V = volume di acqua (l)

A = area (m^2)

t = tempo di incubazione (h)

3.4 Dati ancillari

Per i laghi di Garda e Maggiore non sono state effettuate misure limnologiche poiché i due laghi sono ampiamente studiati da Nico Salmaso (Fondazione MACH di San Michele all'Adige) e Giuseppe Morabito (CNR-ISE di Pallanza-Verbania). Per il lago di Garda sono stati utilizzati i livelli del lago acquisiti dal Centro Rilevamento presso l'idrometro di Sirmione.

Per il lago Trasimeno si sono utilizzati i dati dell'archivio di monitoraggio dell'ARPA-Umbria e i dati delle capannine meteorologiche di Polvese e di Passignano.

Per la laguna dei Curi si sono acquisiti dati delle capannine meteorologiche di Nida e Vente e misure in situ effettuate dal Coastal Institute of Klaipeda.

Per avere a disposizione dati relativi alla temperatura superficiale delle acque sono stati utilizzati i prodotti *Lake Surface Temperature* (LST) MODIS 11A della NASA dei laghi Trasimeno e Garda e i prodotti MODIS 28 per la temperatura superficiale della Laguna dei Curi.

Tutti i prodotti sono stati georeferiti e successivamente sono stati estratti i valori corrispondenti a delle ROI in funzione del lago considerato. Per il lago

di Garda si sono utilizzati 1188 prodotti, per il lago Trasimeno 689, per la laguna dei Curi circa 150 prodotti.

I dati MODIS, in radianze, sono stati utilizzati anche per valutare la presenza di copertura nuvolosa per l'analisi dei fenomeni di fioritura del lago d'Idro, per il lago si sono inoltre utilizzati i dati di precipitazioni e temperatura dell'aria delle stazioni di monitoraggio di Storo, Idro e Tione e i dati dei livelli delle acque e di portata dell'immissario ed emissario.

Per i laghi di Mantova i dati meteorologici (irradianza, vento, temperatura, precipitazioni) sono stati forniti dal centro meteorologico di Rivalta, i dati delle portate sono stati forniti dall'autorità di bacino.

Per il lago d'Idro sono stati utilizzati i dati di precipitazione e temperatura dell'aria delle stazioni di Storo, Idro e Tione, i dati di afflusso e deflusso delle acque e dei livelli delle acque forniti dal Consorzio del Chiese. I dati relativi alla copertura nuvolosa sono stati ricavati analizzando immagini di quattro diversi sensori (SeaWiFS, MODIS Terra, MODIS Aqua, MERIS). Per ogni giorno e per ogni singolo sensore, la copertura nuvolosa è stata classificata come presente, parzialmente presente e assente. Quindi, i dati sono stati mediati per i differenti sensori per ottenere un unico valore giornaliero.

3.5 Analisi statistiche

Al fine di poter valutare l'accuratezza del processing delle immagini telerilevate e dei prodotti ottenuti dall'applicazione di algoritmi o modelli dedicati rispetto alle misure in situ sono stati calcolati il coefficiente di determinazione, le medie degli errori assoluti e l'errore quadratico medio.

Nei differenti casi di studio, al fine di valutare la significatività dei risultati è stata effettuata l'analisi della varianza (ANOVA).

Le correlazioni tra i risultati relativi alle concentrazioni di Chl-a e/o di cianobatteri nelle acque con i fattori ambientali e/o chimico-fisici delle acque è stata effettuata tramite analisi delle componenti principali (PCA), analisi della ridondanza (RDA) e analisi di correlazione incrociata.

4 Risultati

4.1 Analisi delle immagini e dello stato di qualità delle acque

Come precedentemente descritto, in questa parte del lavoro si suddivide in: i) applicazione di differenti approcci metodologici per ottenere dati di riflettanza dalle immagini telerilevate e ii) valutazione dei risultati raggiungibili con le tecniche di telerilevamento (analisi multitemporale e multispaziale) per l'analisi dello stato di qualità delle acque al fine di rendere le operazioni di monitoraggio, conoscenza e gestione degli ambienti acquatici più completa ed esaustiva.

4.1.1 Analisi del preprocessing

Nei differenti casi di studio considerati, le immagini telerilevate utilizzate sono sempre state corrette con differenti metodologie e validate, caso per caso, al fine di ottenere dei prodotti di riflettanza più accurati possibile. Date le sue caratteristiche, il sensore satellitare MERIS è stato quello maggiormente utilizzato per gli ambienti acquatici di grandi dimensioni (Laguna dei Curi, laghi di Garda, Maggiore e Trasimeno). L'analisi dei risultati prodotti dai differenti metodi di correzione atmosferica ha evidenziato come nella laguna dei Curi, la rete neurale BEAM-Case2Regional (C2R) appositamente sviluppata da ESA per la correzione atmosferica dei dati MERIS non era idonea, mentre il codice RTC è risultato idoneo come visibile in Figura 6. Considerando che la regione dello spettro d'interesse per la determinazione delle fioriture algali è intorno a 700 nm, si può notare come la correzione con il codice 6S abbia un buon accordo con le firme in situ mentre con il BEAM-6S il picco dovuto alla clorofilla non viene individuato.

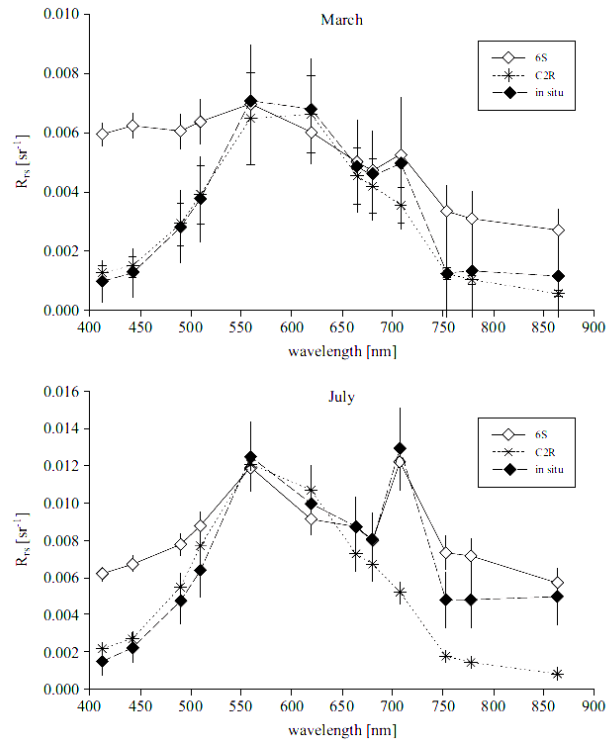


Fig. 6. Confronto tra dati in situ e dati MERIS corretti con due metodi di correzione atmosferica (6S e BEAM-C2R ESA valido solo per il MERIS) nella laguna dei Curi (Giardino et al., 2010a).

Tra i parametri dell'atmosfera che hanno maggior peso nel condizionare il buon esito della correzione atmosferica c'è lo spessore ottico degli aerosol (AOT); quando non si possono avere a disposizione misure sincrone di validazione spettrale è necessario effettuare uno studio approfondito sull'effetto che AOT può avere sulla riflettanza. I dati relativi ad AOT sono acquisibili tramite una rete mondiale di stazioni Aeronet (AErosol RObotic NETwork) (Holben et al., 1998) e tramite misure fotometriche di campo. Per la Laguna dei Curi l'analisi della variabilità dei prodotti di riflettanza in funzione di AOT (Fig. 7) ha evidenziato che in condizioni di visibilità maggiori (> 50 km), gli errori di input di AOT non influenzano

significativamente l'applicazione di algoritmi per la stima della concentrazione di Chl-a.

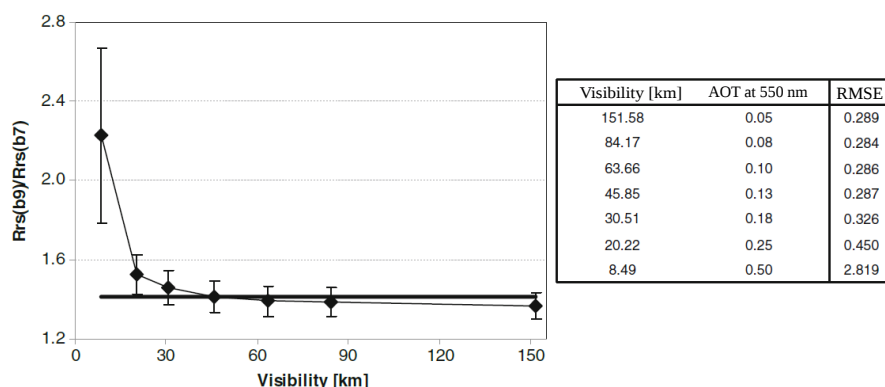


Fig. 7. Valori del rapporto di bande di riflettanza Rrs banda 9/ banda 7 calcolato da MERIS del 22 luglio 2009 al variare della visibilità (AOT). Nella tabella sono riportati gli errori in funzione degli AOT calcolati confrontando il rapporto $Rrs(b9)/Rrs(b7)$ derivato dall'immagine e dalle misure in situ ($n = 12$) (Bresciani et al., 2012a).

Sulla base di questi risultati, il codice 6S è risultato idoneo per la correzione atmosferica delle immagini MERIS con i parametri di AOT disponibili per tre stazioni AERONET prossime alla Laguna dei Curi: Gustav Dalen (58°35'N, 17°28'E), Tõravere (58°15'N, 26°27'E) e Belsk (51°50'N, 20°47'E). A conferma di questi risultati, lo studio sull'invaso Omodeo in Sardegna ha evidenziato, come visibile in Figura 8, che in presenza di un'intensa fioritura algale, la correzione atmosferica con il 6S è molto più performante della correzione ESA BEAM-C2R.

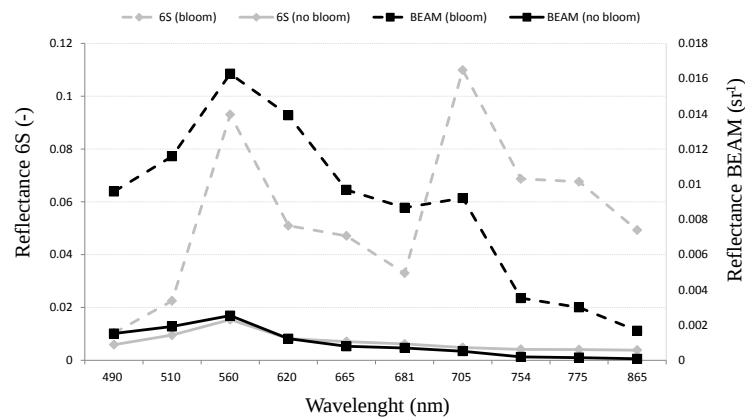


Fig. 8. Confronto tra le firme spettrali delle immagini MERIS del lago Omodeo processate con differenti codici di correzione atmosferica in presenza (linea tratteggiata) e assenza (linea continua) di fioritura algale (Bresciani et al., 2012b).

Per gli altri laghi considerati, invece, le condizioni meno estreme delle proprietà ottiche delle acque fanno sì che il sistema di correzione della rete neurale BEAM dia prodotti di buona qualità come indicato da Odermatt et al. (2010) per i laghi subalpini. La validazione dei prodotti di qualità ottenuti da immagini radiometricamente corrette, a cui viene applicato un algoritmo adatto di discriminazione dei parametri otticamente attivi delle acque, è una conferma di come il pre-processing delle immagini telerilevate sia un passaggio fondamentale per il loro utilizzo. Lo studio effettuato sul lago Trasimeno (Fig. 9) ha evidenziato un buon accordo tra i prodotti ottenuti dalle immagini MERIS e i dati in situ; si osserva una leggera sottostima dei dati di Chl-a prodotti da MERIS rispetto alle misure in situ nell'estate del 2005 e del 2008. Questo probabilmente dovuto a fioriture di cianobatteri caratterizzate da un'elevata variabilità giornaliera. Il *mismatch* orario tra i dati MERIS (acquisizioni tra le 10 e 11.30 am) e i dati in situ dell'ARPA (variabili tra le 9 e le 15) può avere influito sulle differenze tra i due data set.

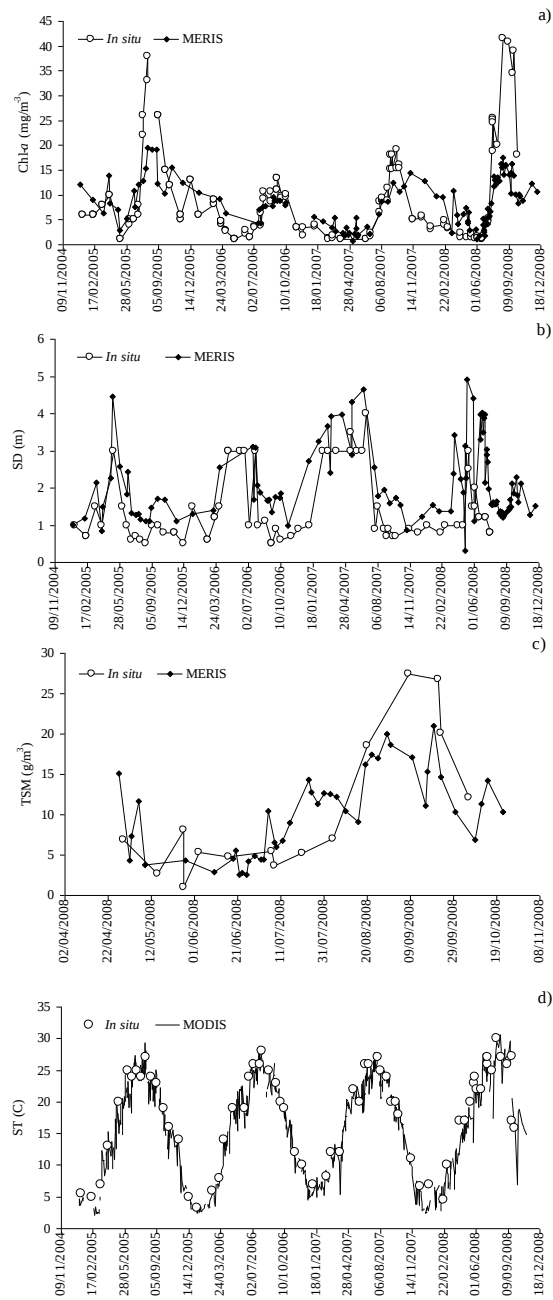


Fig. 9. Confronto tra i prodotti di qualità delle acque ottenuti da immagini MERIS e dati in situ (Giardino et al., 2010b).

Oltre ad un'adeguata correzione atmosferica risulta importante la correzione degli effetti di adiacenza; per il lago Trasimeno e per i laghi subalpini, l'applicazione del *tool* ICOL è risultata molto importante per ottenere immagini di riflettanza confrontabili con le misure in situ (Fig. 10).

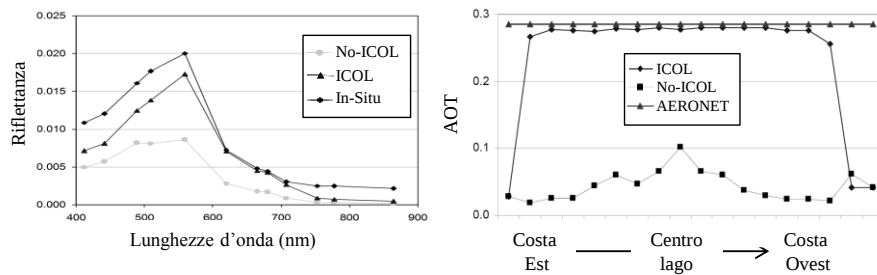


Fig. 10. Confronto tra le firme spettrali di campo ricampionate alle caratteristiche radiometriche del sensore MERIS e le riflettanze estratte dall'immagine MERIS con e senza l'applicazione del tool ICOL. A destra confronto tra i valori di AOT dalla stazione AERONET di Stresa e i dati estratti dalle immagini MERIS con e senza ICOL.

Un'ulteriore analisi degli effetti di adiacenza è stata effettuata per le immagini MERIS del lago Trasimeno confrontando due differenti approcci di rimozione dell'adiacenza e le differenze che questi comportavano nei confronti delle immagini non corrette. Nella Figura 11 è rappresentata l'analisi della presenza di adiacenza determinata utilizzando la *NIR similarity spectrum* (Sterckx et al., 2010) in cui è riportato l'errore dovuto all'adiacenza calcolato secondo Ruddick et al. (2005) ai valori di riflettanza a 709 nm.

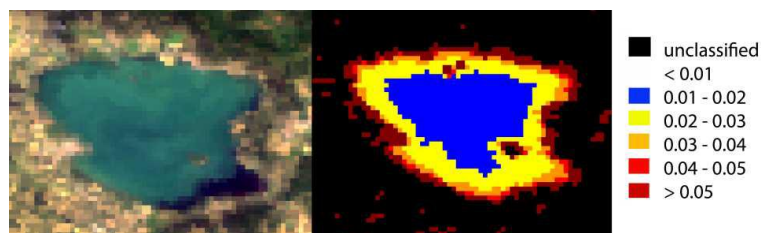


Fig. 11. A sinistra immagine MERIS del lago Trasimeno del 17-05-09, a destra la mappa dell'errore dovuto all'adiacenza (Knaeps et al., 2010).

La rimozione dell'effetto di adiacenza è stato effettuato sia con il *tool* ICOL sia con la *NIRsim corrections* (Sterckx et al., 2010) e i risultati di Figura 12 mostrano come le firme spettrali siano più accurate e simili alle firme in situ quando si applica la correzione dell'adiacenza. I due differenti metodi danno risultati molto simili.

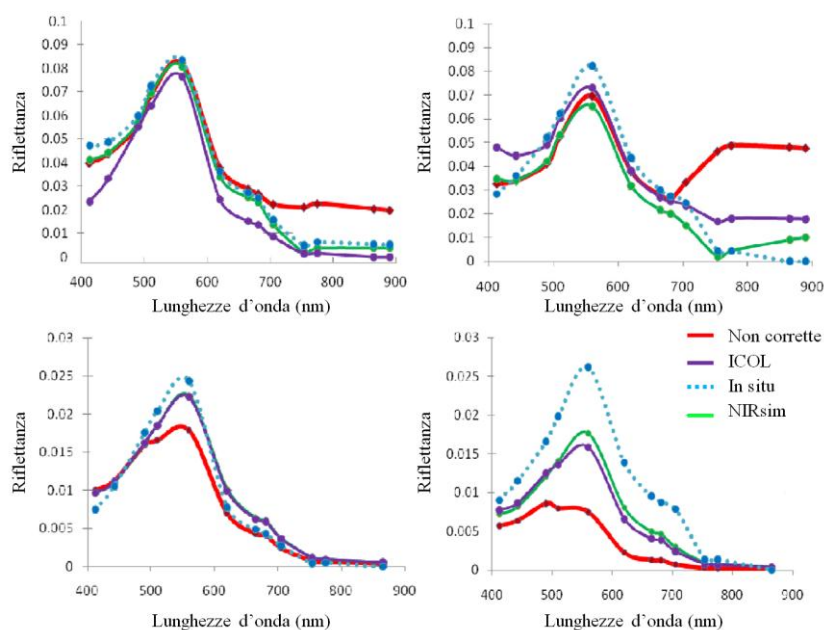


Fig. 12. Confronto tra i valori di riflettanza con e senza la rimozione degli effetti di adiacenza e le misure in situ in differenti zone del lago Trasimeno.

Per quanto riguarda l'effetto di *sun glint*, fortunatamente, nelle immagini utilizzate in questo lavoro non si sono segnalate con gravi problematiche; solamente l'immagine MIVIS del 26 luglio 2007 per i laghi di Mantova era affetta da glint in una zona limitata che è stata mascherata. Per le immagini CHRIS-PROBA (la stessa scena può essere vista da più punti di vista, perché il sensore ha una manovrabilità tale da eseguire beccheggio e rollio controllati), la scelta delle immagini da utilizzare per la mappatura dei

cianobatteri è stata preceduta dall'analisi della presenza di *glint* come proposta da Ruiz Verdu et al. (2005).

4.1.2 Implementazione tramite le tecniche di telerilevamento del monitoraggio dei corpi idrici

In questa parte di lavoro sono state utilizzate le immagini telerilevate MERIS, sia nei laghi sub-alpini sia nel lago Trasimeno al fine di analizzare la variabilità temporale e spaziale delle concentrazioni di Chl-a; questo studio ha permesso di simulare l'applicazione della Water Framework Directive (WFD) della Commissione Europea alla regione subalpina e di contribuire a migliorare la conoscenza ambientale e le condizioni di riferimento per il lago Trasimeno attraverso le informazioni fornite da dati satellitari.

4.1.2.1 I laghi subalpini

Per questa regione, sono state utilizzate oltre 200 mappe di Chl-a ottenute da immagini MERIS (Odermatt et al., 2010) per il periodo 2003-2009. Per ogni mappa sono state estratte delle Regioni d'interesse (ROI) della dimensione di 3 x 3 pixel MERIS (~300 m) in corrispondenza di diversi punti dei laghi, oltre che della stazione di pelagica di centro lago, al fine di coprire la variabilità spaziale delle caratteristiche delle acque dei laghi dovute alla morfologia e a fattori ambientali locali (ad esempio presenza d'immissari). Dai profili temporali di concentrazione di Chl-a sono state fatte analisi statistiche stagionali e i laghi sono stati classificati in termini di stato ecologico sulla base dei valori di riferimento forniti da Wolfram et al. (2009). La scelta dei periodi utilizzabili a livello stagionale è stata eseguita sulla base del protocollo ufficiale italiano per il campionamento fitoplancton dei laghi, secondo la direttiva quadro sulle acque (Buraschi et al., 2008). La WFD prevede che la classificazione dello stato ecologico di un lago

dovrebbe essere basata sulla media annua di concentrazione di Chl-a misurata per sei campionamenti stagionali. I risultati hanno evidenziato come le dimensioni del Lago di Garda determinano una minore suscettibilità all'influenza idrologica e meteorologica, rispetto ad altri laghi di più piccole dimensioni (es. laghi di Varese, Pusiano e Inn), con un andamento ciclico più regolare (Salmaso, 2005).

Gli andamenti temporali per le tre ROI dei laghi Garda e Maggiore mostrano un ciclo stagionale con massimi che in genere si verificano in primavera (Fig. 13). Nel lago di Garda, la regione a nord (ROI north) è caratterizzata da concentrazioni di Chl-a significativamente inferiori (***) rispetto alle altre zone al centro e a sud del lago. Questa differenza potrebbe essere determinata da diversi fattori antropici e geografici tra i cui: il lago meridionale è più densamente popolato e turistico, la raccolta delle acque reflue viene incanalata verso il sud del lago e in questa zona la minor profondità determina una maggiore miscelazione delle acque. Il Lago Maggiore mostra una variabilità spaziale molto elevata sia da nord a sud sia nelle zone meridionali in funzione della presenza degli immissari. Questa variabilità spaziale è paragonabile più alla variabilità osservata per Lago di Como che quella osservata per Lago di Garda, come ci si sarebbe aspettato a causa delle dimensioni simili.

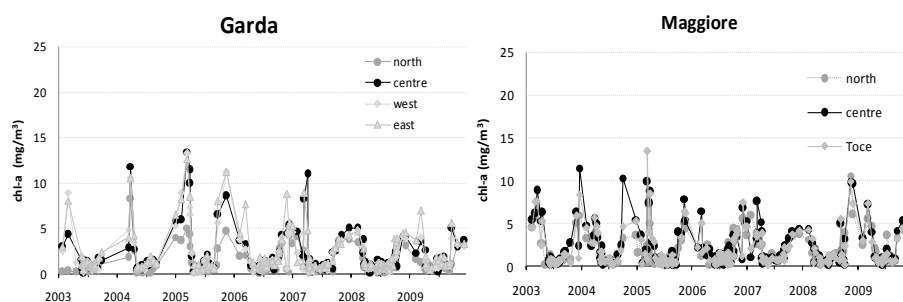


Fig. 13. Serie temporale delle stime di Chl-a nei laghi di Garda e Maggiore (Bresciani et al., 2011a).

Gli andamenti temporali non hanno mostrato una tendenza all'aumento o alla diminuzione della concentrazione di Chl-a: le linee di regressione hanno una pendenza non significativamente diversa da zero e quindi la tendenza è quella di condizioni stabili, almeno in termini di concentrazione di Chl-a. È stato inoltre calcolato l'esponente di Hurst (H) come un indicatore della tendenza attesa per confermare/rifiutare l'ipotesi di un comportamento stabile e questo parametro ha confermato l'assenza di una tendenza all'incremento nel periodo 2003-2009. Dal data set a disposizione abbiamo simulato l'applicazione della direttiva quadro WFD, utilizzando i valori di Chl-a media annua in corrispondenza della ROI centrale di ogni lago. I risultati sono mostrati nella Figura 14, dove la media annua stimata per ogni lago a partire dai dati telerilevati è confrontata con il limite fissato dalla WFD per separare tra le classi "alta" e "moderata" qualità delle acque (retta grigia nei grafici). Come visibile nella Figura 14, per il lago di Garda nel 2005 la classe di qualità è risultata moderata (superiore al limite di soglia imposto dalla WFD) e rispecchia adeguatamente il peggioramento della qualità delle acque in quell'anno causato dalle fioriture di cianobatteri verificatesi in primavera (Salmaso, 2010).

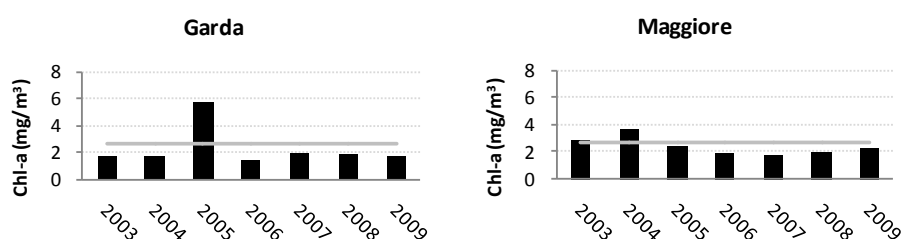


Fig. 14. Concentrazione di Chl-a derivate dalle immagini satellitari MERIS acquisite nel periodo 2003-2009 per i laghi Garda e Maggiore (Bresciani et al., 2011a). I valori si riferiscono alle media annuali per una regione d'interesse (ROI) situata al centro di ciascun lago. La linea orizzontale indica il limite di soglia tra le classi 'alta' e 'moderata' qualità delle acque come definite in seguito all'esercizio di intercalibrazione del gruppo Alpine Geographic Intercalibration (Wolfram et al., 2009).

Al fine di sfruttare l'ampio data-set all'interno dei sei periodi chiave in cui solitamente si concentra un solo campionamento limnologico in situ, sono state utilizzate tutte le immagini disponibili e l'analisi statistica ha evidenziato l'alta dinamica temporale del fitoplancton confermando in alcune situazioni l'insufficienza di un singolo campionamento. Nei laghi caratterizzati da una notevole variabilità, una data di campionamento nel corso della stagione potrebbe non descrivere in modo realistico le condizioni trofiche del lago. Un solo campionamento potrebbe, infatti, catturare valori anomali estremamente alti (evento di picco) o positivi bassi (condizioni buone) di Chl-a; in nessuno dei due casi, la classificazione sarebbe rappresentativa delle condizioni medie del lago e porterebbe verso una classe di qualità erronea.

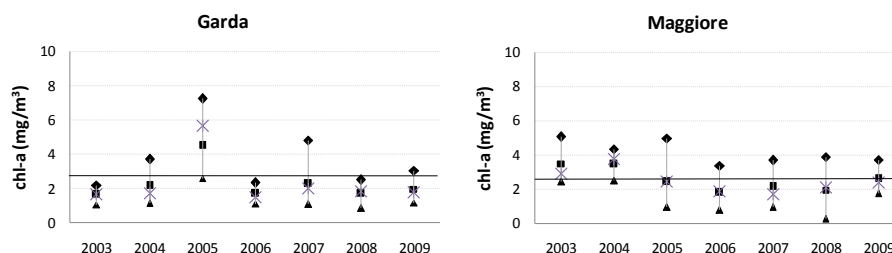


Fig. 15. Concentrazione media (quadrati), minima (triangolo) e massima (rombo) di Chl-a in corrispondenza della ROI centrale dei laghi derivate dalle immagini MERIS. La linea orizzontale indica il limite tra le classi di 'alta' e 'moderata' qualità delle acque (Bresciani et al., 2011a).

4.1.2.2 Il Lago Trasimeno

Tra i parametri otticamente attivi e rilevabili con tecniche di telerilevamento, i solidi sospesi totali (comprensivi sia della frazione di origine organica sia di quella inorganica) negli ambienti di acque basse (es. Lago Trasimeno) sono uno dei parametri che maggiormente condiziona la penetrazione della

luce e di conseguenza regolano le possibilità di sviluppo della componente fitoplanctonica.

L'analisi spaziale effettuata su 118 immagini MERIS in quattro differenti aree del lago ha evidenziato (Fig. 16) che le zone del lago dove si osservano le maggiori quantità di solidi sospesi sono quelle dove si concentra la navigazione di battelli di grandi dimensioni, e di conseguenza del dragaggio dei canali, quelle condizionate dalle immissioni fluviali.

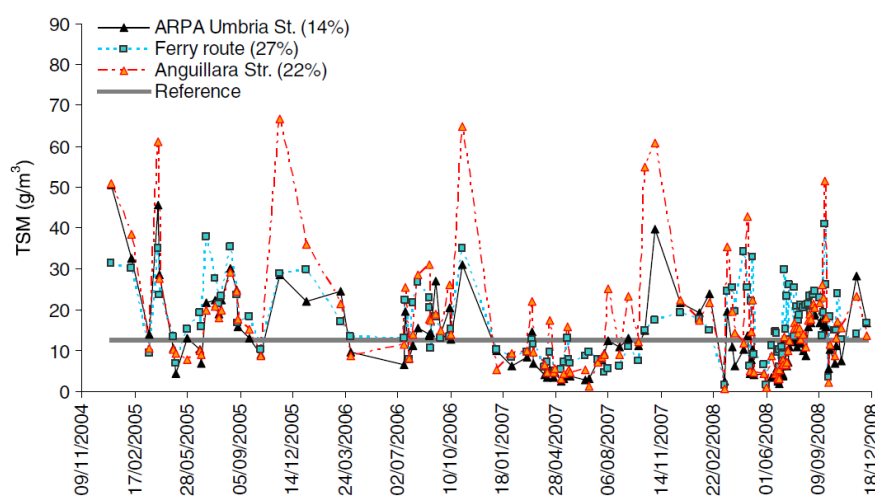


Fig. 16. L'andamento temporale delle concentrazioni di solidi sospesi in tre aree del lago Trasimeno confrontato con una soglia di riferimento di 18.2 g/m³ (valore medio più una deviazione standard della concentrazione di TSM misurata nella stazione dell'ARPA Umbria nel periodo 2005–2008). Il numero di volte (in percentuale) per le quali le concentrazioni di TSM sono risultate superiori alla soglia è indicato per ogni stazione in legenda (Giardino et al., 2010a).

4.1.3 Implementazione della modellistica bio-ottica

Al fine di rendere operativo un sistema integrato di misure limnologiche e telerilevate a livello di tempistica, è necessario che il processing delle immagini e l'applicazione della corretta modellistica sia effettuata in breve

tempo. Alcuni sistemi implementati dalle agenzie spaziali forniscono prodotti di qualità delle acque in tempo quasi-reale, ferme restando le problematiche evidenziate precedentemente e dovute a gravi errori di correzione atmosferica e alla regionalizzazione della modellistica e degli algoritmi applicati.

La creazione di una modellistica bio-ottica robusta (i.e. che fornisca risultati con accuratezza comparabile per i differenti casi di studio) e di un sistema *user-friendly* per poter gestire dati di input e output (immagini telerilevate e parametri di qualità) diviene fondamentale per potersi svincolare dalle continue misure in situ e per poter essere operativi in quasi *near-real time*.

È stato recentemente implementato un *tool* basato sulla modellistica bio-ottica per estrarre le proprietà di qualità dell'acqua da dati telerilevati, multi o iper-spetttrali, corretti dall'effetto atmosferico. Il programma, denominato BOMBER (*Bio-Optical Model Based tool for Estimating water quality and bottom properties from Remote sensing images*) (Giardino et al., 2012), permette di derivare simultaneamente mappe descrittive dei parametri otticamente attivi dell'acqua, relativi sia allo strato eufotico (concentrazioni di clorofilla-a, solidi sospesi e sostanze gialle) sia al fondale.

La modellistica bio-ottica implementata in BOMBER è basata sugli studi di Albert & Mobley (2003) e Lee et al. (1998; 1999). I valori di R_{rs} sono funzione della somma dei contributi della colonna d'acqua e del fondale.

$$R_{rs}(\lambda) = \frac{\Pi r(0-, \lambda)}{(1 - \gamma r(0-, \lambda))} \quad [\text{Eq. 8}]$$

$$r(0-, \lambda) = r(0-, \lambda)^C + r(0-, \lambda)^B = r(0-, \lambda)^{dp} \left(1 - A_0 e^{\left(-\left(\frac{1}{\cos(\theta_w)} + D_0^C \right) K(\lambda) H \right)} \right) + A_1 \rho(\lambda) e^{\left(-\left(\frac{1}{\cos(\theta_w)} + D_0^B \right) K(\lambda) H \right)} \quad [\text{Eq. 9}]$$

dove Π e γ sono due parametri che tengono conto del passaggio della radiazione all'interfaccia aria/acqua ed $r(0-, \lambda)$ è la radianza riflessa, a sua

volta composta da un termine legato alla colonna d'acqua $r(0-, \lambda)^c$ e da un altro legato al fondale $r(0-, \lambda)^{dp}$ (Eq. 10).

$$r(0-, \lambda)^{dp} = (g_0 + g_1 \cdot u(\lambda)^{g_2}) \cdot u(\lambda), \text{ con } u(\lambda) = \frac{b_b(\lambda)}{a(\lambda) + b_b(\lambda)} \quad [\text{Eq. 10}]$$

dove g_0 , g_1 e g_2 sono tre scalari che tengono conto dell'anisotropia del campo di luce, $a(\lambda)$ e $b_b(\lambda)$ sono i coefficienti di assorbimento e di *backscattering* dei componenti acquatici (proprietà ottiche inerenti).

L'assorbimento totale nell'acqua è determinato dalla somma:

$$a(\lambda) = a_w(\lambda) + a_\phi(\lambda) + a_{NAP}(\lambda) + a_{CDOM}(\lambda) \quad [\text{Eq. 11}]$$

dove $a_w(\lambda)$, $a_\phi(\lambda)$, $a_{NAP}(\lambda)$ e $a_{CDOM}(\lambda)$ sono, rispettivamente, i coefficienti di assorbimento dell'acqua pura, del fitoplancton, della componente non algale e del CDOM.

$$b_b(\lambda) = b_{bw}(\lambda) + b_{b\phi}(\lambda) + b_{bNAP}(\lambda) \quad [\text{Eq. 12}]$$

dove $b_{bw}(\lambda)$, $b_{b\phi}(\lambda)$ e $b_{bNAP}(\lambda)$ sono, rispettivamente, i coefficienti di *backscattering* dell'acqua pura, del fitoplancton e della componente non algale.

Abilitando diverse finestre d'interfaccia grafica, i menu del programma permettono in modo *user-friendly* di definire la tipologia del caso di studio (acque basse o profonde), la parametrizzazione del modello bio-ottico e i file immagine in ingresso e in uscita. Per velocizzare i tempi di calcolo, si può fornire in input un file binario per mascherare i pixel non interessati dal processo di stima. BOMBER, che è integralmente codificato in linguaggio IDL e si può eseguire dal menu principale di ENVI.

Tramite questa implementazione se si hanno a disposizione misure di assorbimento e *backscattering* della colonna d'acqua è possibile, partendo da un'immagine corretta atmosfericamente, ottenere i prodotti di qualità delle acque. Il modello BOMBER è stato utilizzato sui laghi di Mantova e Trasimeno al fine di confrontare i prodotti di concentrazione di Chl-a con valori stimati con altre tipologie d'approccio; inoltre è stato utilizzato nell'ambito di questo lavoro di tesi in modalità di simulazione, senza immagini in input, per valutare la variabilità della firma spettrale delle acque in presenza di diverse concentrazioni di cianobatteri.

4.1.4 Sintesi dei risultati

Le analisi effettuate hanno evidenziato l'utilità delle immagini satellitari per uno studio multitemporale e multispaziale degli ecosistemi lacustri. Risulta di fondamentale importanza eseguire adeguate correzioni radiometriche, atmosferiche e degli effetti di adiacenza al fine di poter avere a disposizione immagini da cui estrarre mappe di qualità delle acque. Le attività di calibrazione e validazione in situ sono un percorso indispensabile per ottenere adeguate immagini e per implementare algoritmi semi-empirici e per parametrizzare la modellistica bio-ottica.

4.2 Analisi delle caratteristiche spettrali

La discriminazione e la caratterizzazione della presenza dei cianobatteri nelle acque, per arrivare alla mappatura dell'estensione e alla quantificazione della concentrazione, è possibile attraverso differenti approcci che dipendono dalle caratteristiche dei pigmenti presenti all'interno delle specie di cianobatteri e dalla risoluzione spettrale dei sensori utilizzati.

Al fine di poter valutare i fenomeni di fioritura di cianobatteri con le tecniche di telerilevamento, possono essere utilizzati differenti parametri:

- concentrazione di Chl-a (~ 700 nm);
- ficocianine (~ 650 nm);
- ficoeritrine (~ 600 nm);
- trasparenza delle acque.

Quando la fioritura da cianobatteri è molto intensa e si vengono ad avere biomasse elevatissime e, in particolari condizioni ambientali, la formazione, di *scum* superficiale che alterano profondamente la risposta spettrale, l'identificazione può essere differenziata sfruttando le caratteristiche spettrali nelle regioni dell'infrarosso ($\sim 750-800$ nm). L'analisi delle firme spettrali è di fondamentale importanza al fine di identificare le caratteristiche dei cianobatteri presenti nelle acque.

4.2.1 Firme spettrali di campo e laboratorio

In Figura 17 sono riportate tutte le firme spettrali raccolte in situ in differenti anni, stazioni e nei casi di studio.

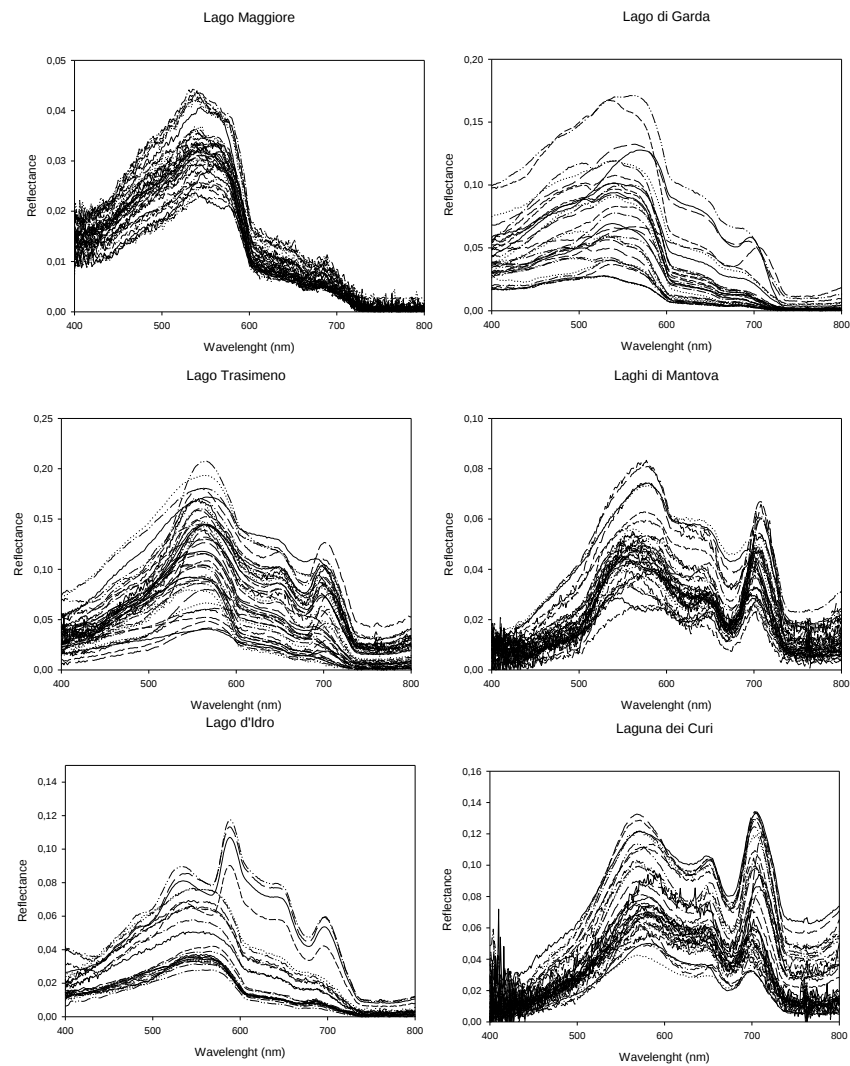


Fig. 17. Firme spettrali di riflettanza al di sotto della superficie acquatica $R(0-;\lambda)$ dei differenti ecosistemi acquatici considerati.

Le firme spettrali di acque in assenza di fioriture algali e cianobatteri sono caratterizzate da particolari *features* di riflettanza (es. lago Maggiore in Fig. 17). L'analisi delle firme raccolte per le altre aree di studio evidenzia come la presenza di differenti pigmenti fotosintetici nelle acque determini *features*

che permettono l'identificazione dei cianobatteri (Fig. 18). La presenza di cianobatteri, in condizioni quasi monospecifiche di *Aphanizomenon flos-aquae* nella Laguna dei Curi determina una firma spettrale in cui ficocianina e clorofilla-a sono facilmente discriminabili rispettivamente nelle regioni 600-650 nm e 680-720 nm. Condizioni simili ma meno intense si possono osservare nel caso del lago Trasimeno in presenza di *Cylindrospermopsis raciborskii*. La presenza di differenti specie algali, come nel caso di cianobatteri con ficoeritrina e carotenoidi del lago d'Idro, determina una firma spettrale con un picco di riflettanza nella regione tra i 580 e i 620 nm. La firma dei laghi di Mantova è invece caratterizzata da una maggiore risposta spettrale della clorofilla-a con un picco nella regione della ficocianina (630-650 nm) meno intenso, questo dovuto a un'abbondanza di altri gruppi fitoplanctonici inclusi in un fenomeno di fioritura molto eterogeneo.

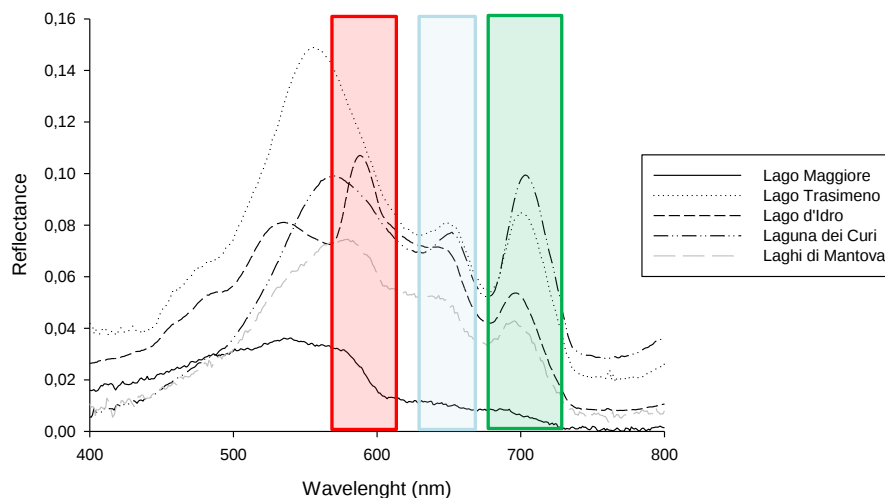


Fig. 18. Sintesi delle firme rappresentative delle acque analizzate in assenza (Lago Maggiore) o presenza di differenti fenomeni di fioriture. L'area evidenziata in rosso indica la regione d'interesse della ficoeritrina, quella azzurra della ficocianina e quella verde della clorofilla-a.

A integrazione delle misure di campo sono state fatte misure di laboratorio con campioni d'acqua in cui erano presenti colonie di *Microcystis*. Eseguendo differenti diluizioni del campione si è potuto valutare il cambiamento della risposta spettrale. Come si nota dal grafico di Figura 19 in presenza di elevatissime concentrazioni di cianobatteri ($6.2 \cdot 10^7$ cell/ml), il contributo dell'acqua pura nell'assorbimento nella regione dell'infrarosso è molto ridotto e la riflettanza risulta molto elevata; in queste condizioni la risposta delle ficocianine tende a essere meno intensa a vantaggio della risposta della clorofilla-a nella regione del *Near InfraRed* (NIR).

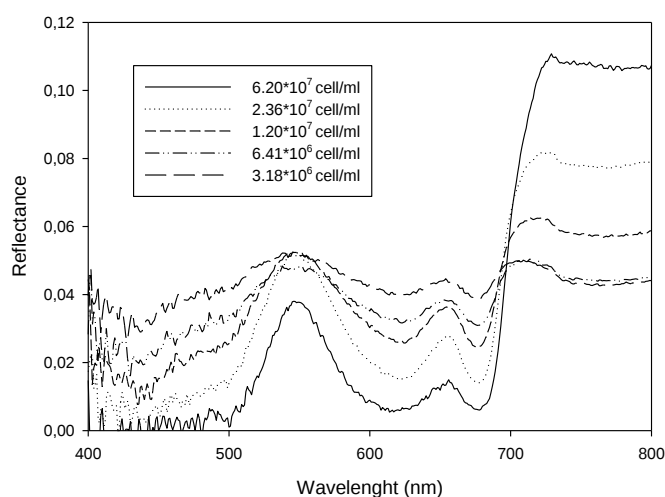


Fig. 19. Firme spettrali di riflettanza al di sotto della superficie acquatica $R(0; \lambda)$ su campioni algali di *Microcystis* forniti dal CNR-ISE.

Al fine di comprendere meglio le proprietà ottiche dei cianobatteri, su campioni di laboratorio di *Microcystis* sono state fatte misure di *backscattering* con Hydrosat 6c e misure di assorbimento.

In Figura 20 si riporta il segnale di *backscattering* misurato a differenti concentrazioni note di *Microcystis*, è possibile notare come aumenti la

diffusione all'aumentare delle concentrazioni, in particolare nelle lunghezze d'onda di 550 nm.

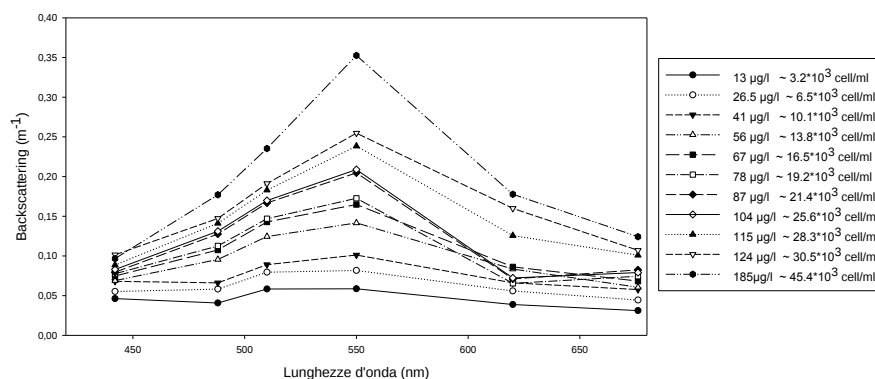


Fig. 20. Valori di backscattering misurati su campioni noti di *Microcystis*.

In Figura 21 si riportano i valori di assorbimento della componente fitoplanctonica, misurati a differenti concentrazioni note di *Microcystis*, è possibile notare come aumenti, all'aumentare della concentrazione di *Microcystis*, l'assorbimento sia nella regione caratteristica della Chl-a (680 nm) sia in quella della ficocianina (630 nm).

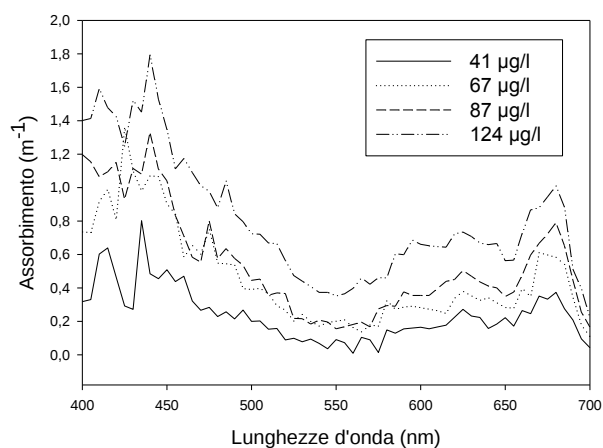


Fig. 21. Valori del coefficiente di assorbimento misurati su campioni noti di *Microcystis*.

4.2.1.1 Simulazione delle firme spettrali mediante modellistica bio-ottica

Le proprietà ottiche inerenti delle acque (IOP) determinate dalle proprietà di assorbimento e *back scattering* della componente algale (Chl-a, ficocianine) dei solidi disciolti nelle acque (*tripton* e *seston*) e delle sostanze gialle (CDOM) sono utilizzate per ottenere le riflettanze simulate all'interno delle acque. Tramite la modellistica bio-ottica (BIOPTI, Dekker et al., 2001; BOMBER, Giardino et al., 2012), utilizzando le proprietà ottiche delle acque ricavata da bibliografia (Dekker et al., 1997; Giardino et al., 2007a; 2007b) ed integrate con quelle a nostra disposizione, è stato possibile ottenere la riflettanza simulata. Le simulazioni sono state eseguite variando le concentrazioni dei parametri otticamente attivi al fine di valutare come varia la risposta spettrale delle acque condizionata dalla presenza di ficocianina (Fig. 22) e di come gli altri parametri otticamente attivi possano influenzare la determinazione dei cianobatteri (Fig. 23). Il grafico di Figura 22 evidenzia come l'assorbimento della ficocianina attorno a 620 nm aumenti con l'aumentare della concentrazione delle ficocianine dei cianobatteri (CPC) nelle acque.

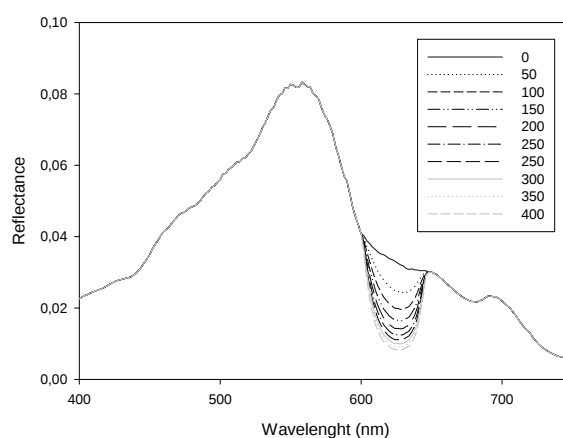


Fig. 22. Firme simulate nel range dello spettro elettromagnetico 400-750 nm per diverse concentrazioni di ficocianine.

In Figura 23, nonostante le condizioni di simulazione rappresentino estremi poco verificabili nella realtà, si è osservato come il tipico spettro dei cianobatteri subisca uno *shift* verso lunghezze d'onda maggiori con l'aumentare delle concentrazioni di Chl-a e che alte concentrazioni di TSM tendano ad attenuare l'assorbimento attorno ai 620 nm (differenza del 12%).

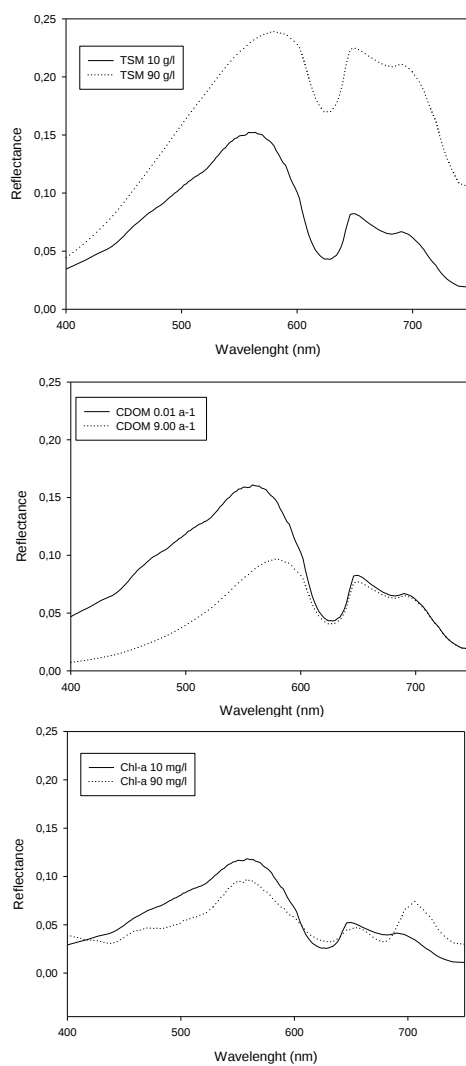


Fig. 23. Firme simulate mantenendo costanti le concentrazioni di ficocianine e variando le concentrazioni degli altri parametri otticamente attivi.

4.2.2 Analisi delle simulazioni applicate ai sensori satellitari e aviotrasportati

Le firme spettrali in situ e quelle simulate, sono state ricampionate in funzione delle caratteristiche spettrali dei sensori più utilizzati per lo studio della qualità delle acque (numero di bande, larghezza delle bande e *Full Width at Half Maximum* FWHM). L'analisi ha evidenziato come i sensori multispettrali (es. ALI, LANDSAT-TM, Oceansat-2) non riescano a catturare interamente la risposta spettrale tipica dei pigmenti fotosintetici presenti nei cianobatteri. La tabella 4 riassume i risultati dell'analisi dei rapporti di riflettanze (basati sui rapporti tra i massimi di riflettanza e i massimi di assorbimento nelle regioni d'interesse dei tre pigmenti caratteristici dei cianobatteri) normalmente utilizzati negli algoritmi per l'identificazione dei cianobatteri e che saranno spiegati nel dettaglio nei paragrafi seguenti successivi; in particolare, sono stati calcolati indici statistici (Loague, 1992) che misurano la differenza tra i valori dei rapporti di banda calcolati in base alle firme di campo e quelle ricampionate relative ai diversi sensori satellitari e aviotrasportati.

Tabella 4. Valori degli indici statistici di misura delle differenze tra i rapporti di banda calcolati a partire dalle firme spettrali di campo e quelle ricampionate sulla base delle caratteristiche radiometriche dei sensori satellitari e aviotrasportati. (es. MIVIS) (MAE=Mean Absolute Error, rRMSE=relative Root Mean Square Error, EF=modelling efficiency, CRM=coefficiente di massa residua, slope=pendenza retta di regressione, Intercept=intercetta retta di regressione, Signif.=significatività statistica, Media Field=media dei valori di campo, Media Simulazioni=media dei valori ricampionati).

Ficocianina	MAE	rRMSE	EF	CRM	Slope	Intercept	R2	Signif.	Media Field	Media Simulazioni
<i>ALI</i>	0.41	40.63	-19.17	0.38	0.06	1.03	0.01	0.52	1.08	0.67
<i>Chris</i>	0.10	10.52	-0.35	0.09	0.78	0.31	0.62	0.00	1.08	0.98
<i>Hyperion</i>	0.09	9.87	-0.19	0.08	0.75	0.34	0.63	0.00	1.08	0.99
<i>Landsat ETM</i>	0.39	38.99	-17.58	0.36	0.08	1.02	0.01	0.42	1.08	0.69
<i>MERIS</i>	0.28	27.00	-7.91	0.26	0.54	0.65	0.42	0.00	1.08	0.80
<i>MIVIS</i>	0.10	11.12	-0.51	0.09	1.42	-0.31	0.61	0.00	1.08	0.98
<i>MODIS</i>	0.56	54.30	-35.04	0.52	-0.06	1.11	0.01	0.53	1.08	0.52
<i>OCEANSAT2</i>	\	\	\	\	\	\	\	\	\	\
<i>PRISMA</i>	0.06	6.97	0.41	0.05	1.05	0.00	0.69	0.00	1.08	1.03
<i>SeaWiifs</i>	0.56	53.90	-34.51	0.52	-0.03	1.09	0.00	0.79	1.08	0.52
Ficoeritrina	MAE	rRMSE	EF	CRM	Slope	Intercept	R2	Signif.	Media Field	Media Simulazioni
<i>ALI</i>	0.77	52.83	-171.01	0.53	-2.81	3.40	0.16	0.74	1.46	0.69
<i>Chris</i>	0.12	8.55	-3.50	0.08	1.32	-0.31	0.99	0.05	1.46	1.34
<i>Hyperion</i>	0.08	5.88	-1.13	0.06	1.27	-0.28	1.00	0.04	1.46	1.38
<i>Landsat ETM</i>	0.76	52.26	-167.30	0.52	-3.47	3.89	0.25	0.66	1.46	0.70
<i>MERIS</i>	0.49	33.74	-69.16	0.34	1.82	-0.30	0.84	0.26	1.46	0.97
<i>MIVIS</i>	0.25	17.37	-17.59	0.17	2.77	-1.89	0.99	0.05	1.46	1.21
<i>MODIS</i>	\	\	\	\	\	\	\	\	\	\
<i>OCEANSAT2</i>	0.51	34.69	-73.16	0.35	2.17	-0.61	0.78	0.31	1.46	0.96
<i>PRISMA</i>	0.09	6.05	-1.25	0.06	1.34	-0.38	1.00	0.01	1.46	1.37
<i>SeaWiifs</i>	\	\	\	\	\	\	\	\	\	\
Chl-a	MAE	rRMSE	EF	CRM	Slope	Intercept	R2	Signif.	Media Field	Media Simulazioni
<i>ALI</i>	\	\	\	\	\	\	\	\	\	\
<i>Chris</i>	0.30	18.69	0.58	0.16	1.08	0.18	0.90	0.00	1.81	1.52
<i>Hyperion</i>	0.23	17.31	0.64	0.12	0.96	0.29	0.83	0.00	1.81	1.59
<i>Landsat ETM</i>	\	\	\	\	\	\	\	\	\	\
<i>MERIS</i>	0.34	22.64	0.38	0.19	0.94	0.43	0.82	0.00	1.81	1.47
<i>MIVIS</i>	0.49	31.17	-0.17	0.27	1.50	-0.17	0.80	0.00	1.81	1.32
<i>MODIS</i>	\	\	\	\	\	\	\	\	\	\
<i>OCEANSAT2</i>	\	\	\	\	\	\	\	\	\	\
<i>PRISMA</i>	0.23	17.06	0.65	0.12	0.99	0.24	0.83	0.00	1.81	1.59
<i>SeaWiifs</i>	\	\	\	\	\	\	\	\	\	\

Oltre alla sensibilità spettrale è importante che un sensore fornisca adeguate risoluzioni spaziale e temporale, un adeguato rapporto segnale rumore ed una buona accessibilità in termini di costi e disponibilità delle immagini in breve tempo. Nella tabella 5 è presentata una classificazione sintetica delle differenti tipologie di sensori maggiormente utilizzati negli studi degli ambienti acquatici ed a disposizione nel lavoro di dottorato sulla base delle caratteristiche sopra elencate.

Tabella 5. Riassunto della valutazione della qualità dei differenti sensori testati per la mappatura delle fioriture di cianobatteri. In grassetto i sensori con le maggiori potenzialità.

	Ficocianina	Clorofilla-a	Ficoeritrina	Risoluzione Spaziale	Tempo di Rivasitazione	Rapporto Segnale rumore	Accessibilità
ALI		/					
Chris							
Hyperion							
Landsat ETM		/					
MERIS							
MIVIS							
MODIS			/				
OCEANSAT_2	/	/					
PRISMA							/
SeaWiFS	/	/	/				
Non applicabile	/						
Inadeguato							
Parzialmente adeguato							
Idoneo							

A conferma di quanto discusso sopra, i sensori multispettrali sono poco adatti al tipo di applicazione oggetto di questo lavoro di dottorato principalmente a causa dell'ampiezza delle bande nelle regioni dello spettro sensibili alla presenza di cianobatteri sebbene offrano una frequenza di acquisizione alta rispetto ai sensori iperspettrali. Tra questi ultimi, MIVIS (e altri sensori aviotrasportati) e Hyperion potrebbero essere adatti ma la difficoltà ed i costi di acquisizione ne compromette l'uso operativo e su ampia scala. Il sensore satellitare MERIS è sicuramente una fonte di dati molto utile soprattutto per le bande spettrali relative alla mappatura di Chl-a e ficoeritrine e per i tempi di rivasitazione ed il rapporto segnale/rumore; sebbene la risoluzione spaziale (~300 m) sia adeguata a ecosistemi acquatici relativamente grandi questo sensore rappresenta un buon compromesso per applicazioni di tipo operativo. Dall'analisi delle firme spettrali simulate è emerso come per MERIS la possibilità discriminativa delle ficocianine sia funzione delle loro concentrazioni che, in accordo con Kutser et al. (2004), devono essere superiori a 60 µg/l di Chl-a. Quest'analisi di simulazione è importante per valutare quali sensori utilizzare, ma è necessario integrarla con un'analisi dei segnali di riflettanza ottenuti dalle immagini satellitari reali. Sono state confrontate immagini acquisite da sensori diversi nello

stesso giorno e per cui è stata eseguita la stessa tipologia di pre-processing (correzione radiometrica e atmosferica).

Per il lago Trasimeno si è considerata una condizione tipica nel periodo tardo estivo in cui le acque sono dominate da specie di cianobatteri come *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii*. Date le condizioni di vento e la continua circolazione delle acque, in questo lago non si vengono a formare fenomeni di ammassi di fitoplancton superficiale e produzione di schiuma, ma le quantità di clorofilla sono molto elevate, tipiche di un ecosistema eutrofico. Nel periodo considerato sono state richieste misure in situ effettuate dall'ARPA Umbria il 23 agosto 2011 che confermano la presenza di un'elevata quantità di cianobatteri distribuiti in tutto il lago ma soprattutto nelle zone di centro lago, con valori di Chl-a prossimi ai 40 mg/m³. L'analisi delle immagini MERIS e CHRIS-PROBA acquisite il 19 agosto è stata effettuata dopo avere corretto atmosfericamente le immagini con il codice 6S e aver applicato il modello bio-ottico BOMBER con dati di assorbimento specifici per il lago Trasimeno e *backscattering* di bibliografia. La Figura 24 mostra il confronto tra le due mappe ottenute, le maggiori differenze ottenute in termini di concentrazione di Chl-a, sono legate alla diversa risoluzione spaziale dei due sensori (15 metri CHRIS e 330 m MERIS) e all'ora di acquisizione non sincrona. Tuttavia, entrambe le mappe presentano un andamento coerente per quanto riguarda le concentrazioni minime, massime e medie; in entrambe le mappe, le zone a centro lago sono quelle con i valori maggiori e le zone a sud del lago presentano i valori minori di concentrazione. Entrambi i sensori sono idonei alla mappatura delle concentrazioni di Chl-a (Tab. 6) e alla mappatura d'intensi fenomeni di bloom da cianobatteri, presentando, infatti, bande spettrali nelle lunghezze d'onda dove si trovano le *features* d'interesse, e larghezze di banda spettrale ridotte.

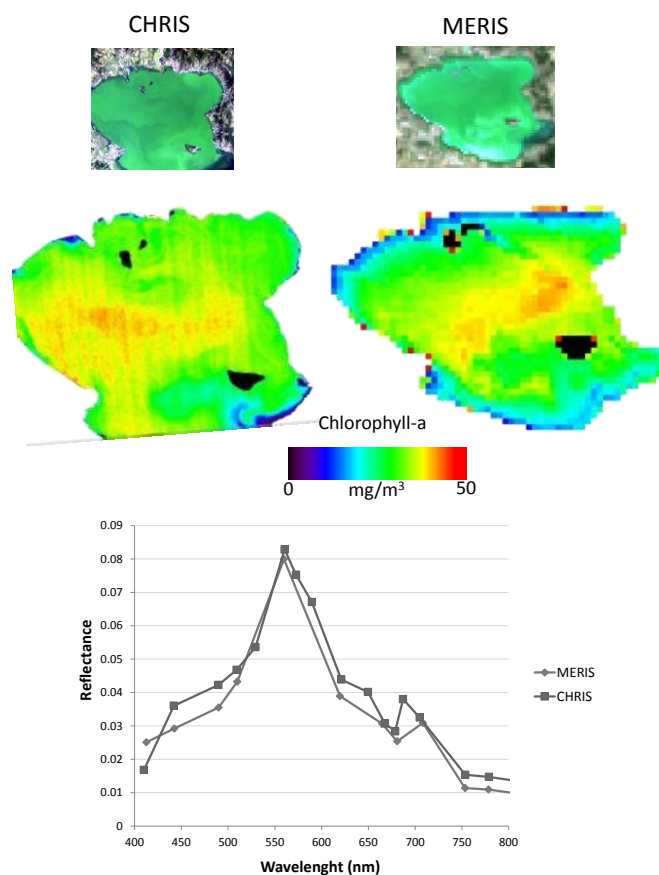


Fig. 24. A sinistra le mappe di Chl-a prodotte dalle immagini CHRIS e MERIS (19 agosto 2011); a destra le firme spettrali, per le acque di una zona di centro lago, estratte dalle immagini CHRIS e MERIS.

Tabella 6. Valori di concentrazione di Chl-a (mg/m^3) in differenti zone del lago ottenute dai prodotti di qualità derivati dalle immagini MERIS e CHRIS.

	MERIS	CHRIS
Zona pelagica centrale	35.60 (st. dv. 0.96)	38.70 (1.37)
Zona Nord-est	21.41 (3.39)	20.69 (2.80)
Zona Nord-ovest	31.75 (0.87)	34.70 (1.48)
Zona Sud	32.1 (1.26)	29.5 (2.05)

Un altro confronto tra sensori è stato effettuato tra immagini MERIS e LANDSAT-5 TM acquisite il giorno 19 settembre 2011 per il lago d'Idro durante un evento di fioritura molto elevata caratterizzata da cianobatteri quali *Microcystis* spp., *Planktothrix* spp., *Pseudanabena* cf. *limnetica*, *Aphanocapsa* sp., *Aphanizomenon* cf. *gracile*, a cui si è associata un'abbondante presenza di crisoficee come il *Dinobryon sociale* var. *stipitatum* e diatomee come la *Fragilaria ulna* var. *acus*. Questo evento di fioritura ha comportato una rilevante perdita di trasparenza delle acque del lago ed è stato un caso di fioritura in cui i pigmenti predominanti sono stati la ficoeritrina e i carotenoidi, operanti nella regione del verde tra i 560 e i 580 nm.

La differente risoluzione radiometrica del sensore TM rispetto al MERIS (Fig. 25 a sinistra), che è caratterizzato da poche bande (quattro) nelle regioni del visibile e del vicino infrarosso e molto larghe, non permette di quantificare al meglio l'evento di bloom verificatosi.

Per quanto riguarda i laghi di Mantova, si è sfruttato il fenomeno della fioritura delle specie di cianobatteri verificatosi nei mesi estivi del 2007 (*Aphanizomenon* sp., *Microcystis* sp. e *Oscillatoria* sp); la fioritura è risultata molto intensa raggiungendo concentrazioni di Chl-a superiori ai 100 mg/m³ e una trasparenza delle acque con valori del disco di secchi minori di 1 metro. Partendo dal lavoro di Bresciani et al. (2009), si è acquisita un'immagine MERIS (26 luglio 2007) sincrona a un'acquisizione del sensore iperspettrale aerotrasportato MIVIS. L'analisi delle firme spettrali (Fig. 25 a destra) ha evidenziato come il fenomeno di fioritura sia stato talmente intenso da poter essere discriminato da entrambi i sensori.

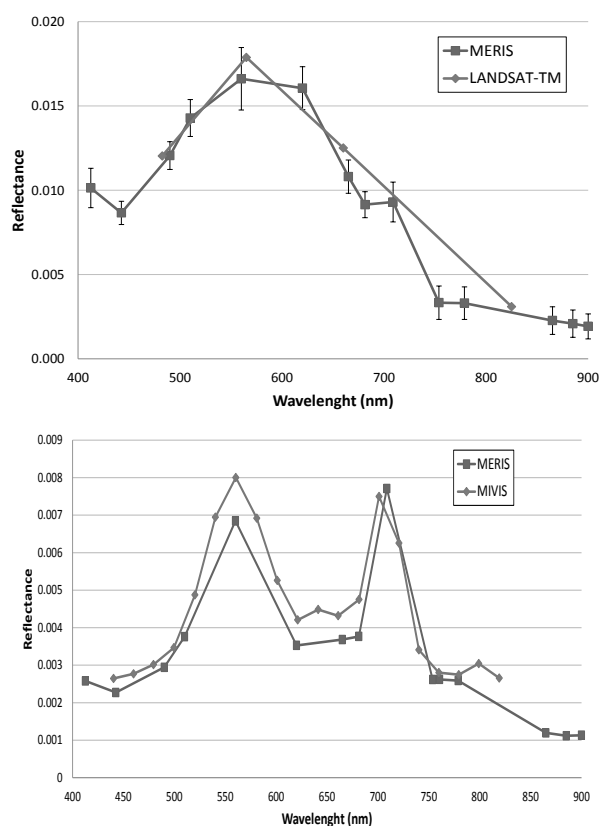


Fig. 25. A sinistra le firme spettrali MERIS e LANDSAT-TM delle acque pelagiche di centro del lago d'Idro, a destra le firme spettrali MERIS e MIVIS del lago Superiore di Mantova.

4.2.3 Implementazione degli algoritmi

Come già anticipato in precedenza è possibile discriminare e mappare la presenza di fioriture di cianobatteri nelle acque in differenti modi. La scelta di un approccio analitico anziché di uno semi-empirico, e tra questi di un algoritmo anziché di un altro è funzione del grado di conoscenza delle condizioni dell'area di studio (dati ancillari), dei dati a disposizione e dell'evento da studiare nonché della tipologia delle immagini che si possono

avere a disposizione. Sulla base delle firme spettrali di campo, acquisite con un'elevata risoluzione radiometrica, è possibile valutare quali rapporti tra i valori di riflettanza delle differenti regioni spettrali meglio caratterizzino le risposte spettrali dei cianobatteri. La correlazione tra gli indici ricavati dai valori di riflettanza delle *features* dei pigmenti fotosintetici e le concentrazioni dei parametri otticamente attivi delle acque, permette di creare, con i coefficienti sito-specifici, gli algoritmi da applicare successivamente alle immagini telerilevate.

4.2.3.1 Gli algoritmi per la Laguna dei Curi

Per la mappatura della clorofilla-a nelle acque della laguna dei Curi abbiamo è stato sviluppato un algoritmo semi-empirico calibrato sulla base delle misure in situ effettuate in primavera ed estate 2009. L'algoritmo si basa sul rapporto tra i valori di riflettanza nelle lunghezze d'onda 708 nm (banda 9 MERIS) e 664 nm (banda 6 MERIS) corrispondenti, rispettivamente, ai massimi di riflettanza e assorbimento della clorofilla-a nell'acqua. L'algoritmo è stato implementato alle immagini MERIS sincrone alle campagne di misura per derivare un'informazione spazializzata (mappa) della concentrazione di Chl-a nella laguna dei Curi. In Figura 26 è mostrata la correlazione tra il rapporto di bande MERIS e le simultanee concentrazioni misurate in situ di Chl-a; si nota una buona correlazione ($R^2 > 0.90$) che ha permesso, di ottenere i coefficienti da applicare al rapporto di bande per ottenere le mappe di Figura 27. La validazione (Fig. 28) mostra la buona accuratezza dei risultati prodotti dovuta sia all'algoritmo implementato sia del pre-processing di correzione atmosferica e degli effetti di adiacenza. Tuttavia, la validazione ha evidenziato una leggera sovrastima di Chl-a nel periodo primaverile e una leggera sottostima in quello estivo probabilmente dovuta all'unione in un unico modello di condizioni molto differenti presenti nei due periodi considerati, in cui i range di

concentrazioni di clorofilla e la composizione algale presente nelle acque erano molto differenti. Nel mese di marzo 2009 il gruppo predominante (circa 50 % della composizione algale) era rappresentato da diatomee mentre in luglio erano i cianobatteri che rappresentavano circa il 70 % della popolazione algale.

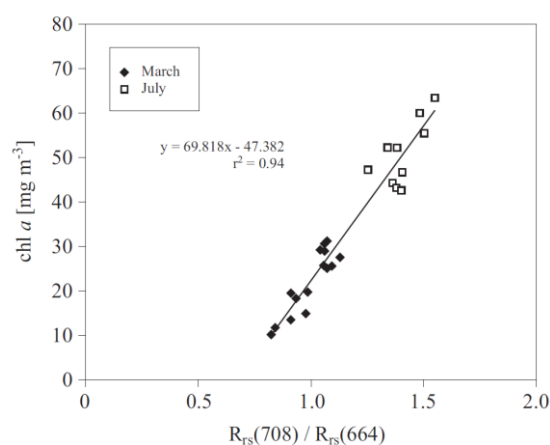


Fig. 26. Correlazione tra l'algoritmo derivato dal rapporto di riflettanze dei dati spettroradiometrici e le concentrazioni di Chl-a (Giardino et al., 2010a).

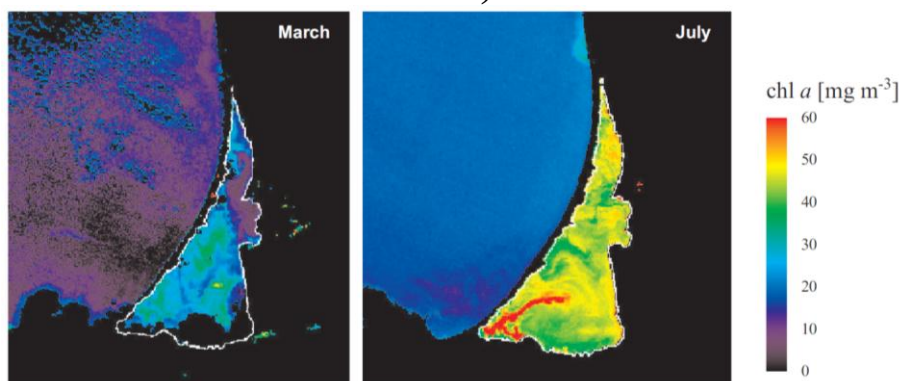


Fig. 27. Mappe di concentrazioni di Chl-a ottenuta dall'applicazione dell'algoritmo semi-empirico implementato su immagini MERIS (Giardino et al., 2010a).

	chl <i>a</i> [mg m ⁻³]					
	26 March 2009			22 July 2009		
	C2R	6S and band- ratio	in situ	C2R	6S and band- ratio	in situ
Min	10.28	20.39	11.67	7.60	45.36	43.68
Max	14.26	33.65	32.37	9.27	54.25	74.48
Mean	10.91	27.00	22.96	8.36	50.52	56.49
Std- Dev	0.89	4.08	7.76	0.52	3.13	11.12

Fig. 28. Confronto tra i prodotti ottenuti da immagini MERIS e dati in situ calcolati per 15 stazioni a Marzo e 10 stazioni a Luglio (Giardino et al., 2010a).

Al fine di non sottostimare le concentrazioni di Chl-a e di conseguenza la mappatura dei cianobatteri nelle acque è stato implementato un algoritmo specifico per il periodo estivo; il minor numero di dati comporta una diminuzione di R^2 come visibile in Figura 29 ma le mappe di Chl-a relative al solo periodo estivo hanno un buon grado di accuratezza (Fig. 30), riducendo la sottostima (Fig. 31).

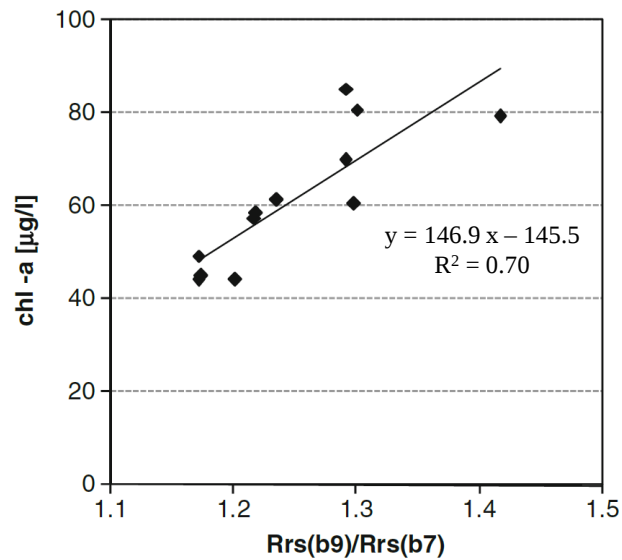


Fig. 29. Correlazione tra l'algoritmo derivato dal rapporto di riflettanze dei dati spettroradiometrici e le concentrazioni di Chl-a per il periodo estivo (Bresciani et al., 2012a).

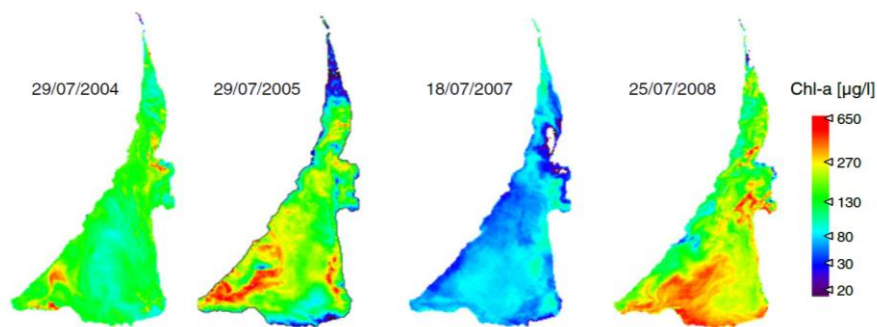


Fig. 30. Mappe di concentrazioni di Chl-a ottenuta dall'applicazione dell'algoritmo semi-empirico (specifico per il periodo estivo) implementato su immagini MERIS (Bresciani et al., 2012a).

	2009	2008	2007
In situ	20-21/07: 61.9 (15.3)	29/07: 69.8 (57.2)	29/07: 46.2 (9.6)
MERIS	22/07: 62.1 (12.2)	25/07: 73.3 (29.3)	18/07: 44.4 (14.8)

Fig. 31. Confronto tra le concentrazioni di Chl-a (mg/m^3) ottenute da immagini MERIS e dati in situ calcolati per 12 stazioni nel 2009 e 14 stazioni per il 2008 e il 2007 (Bresciani et al., 2012a).

Nel caso degli algoritmi semi-empirici, all'aumentare della numerosità del data-set a disposizione aumenta la robustezza dell'algoritmo che può quindi essere utilizzabile in un range più ampio di condizioni. Per la Laguna dei Curi, la successiva campagna di misure effettuata nel 2011 ha permesso di allargare il data set di misure in situ a disposizione del lavoro di dottorato e di rendere l'algoritmo per la mappatura della concentrazione di Chl-a ancora più robusto rispetto alle variazioni intra-annuali (differenti range e stagioni di fioritura) come visibile in Figura 32.

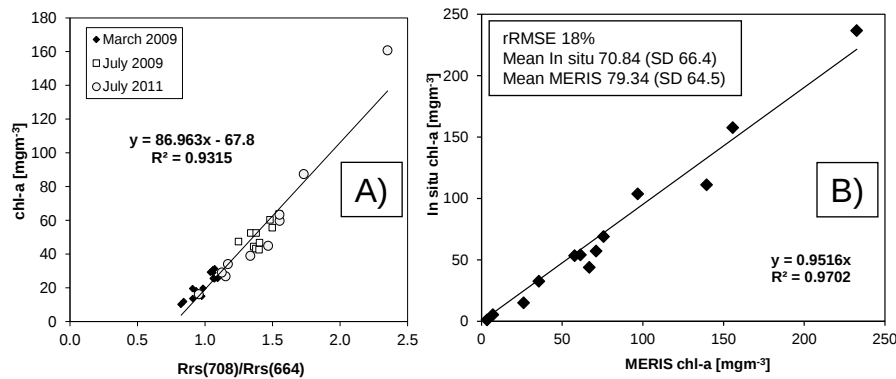


Fig. 32. a) correlazione tra il rapporto di banda MERIS e le concentrazioni di Chl-a; b) confronto tra i prodotti ottenuti da immagini MERIS e dati in situ calcolati per 14 campioni raccolti in due stazioni durante tutto il 2011 (Zilius et al., in revisione).

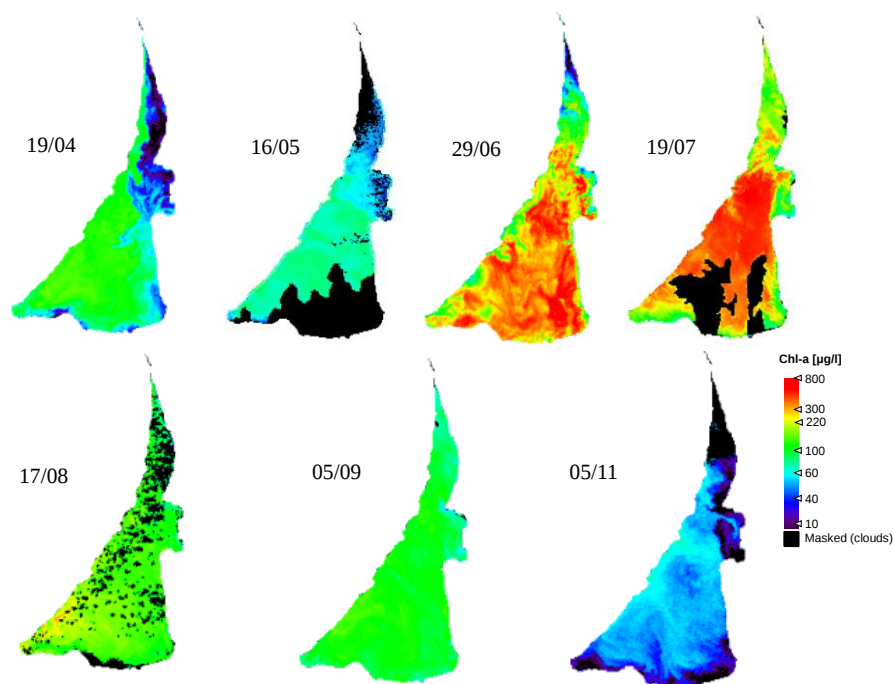


Fig. 33. Mappe di concentrazioni di Chl-a ottenuta dall'applicazione dell'algoritmo implementato su immagini MERIS per il 2011 (Zilius et al., in revisione).

Nel caso di fenomeni di fioritura intensi con formazione di scum superficiali, l'analisi della firma spettrale è di fondamentale importanza, poiché i normali proxy di stima non riescono ad apprezzare l'entità dell'evento. La Figura 34 mostra come due firme spettrali presentino un andamento e un ordine di grandezza completamente differenti rispetto alle altre nella regione del NIR. Queste due firme corrispondono a due scum rinvenuti alla fine luglio 2012.

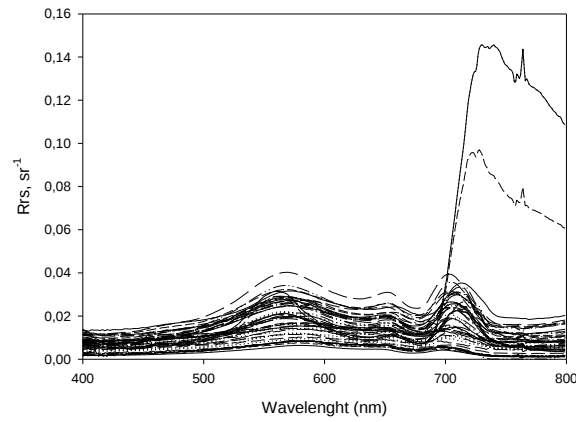


Fig. 34. Firme spettrali della Laguna dei Curi (Bresciani et al., in revisione RSE).

Il ricampionamento di tutte le firme spettrali di campo e le firme spettrali delle immagini MERIS in differenti punti localizzati da osservazioni in situ (Fig. 35), evidenziano come la firma spettrale dello scum in situ e da satellite siano ben distinguibili dalle altre firme nonostante alcune di essi presentino concentrazioni estremamente elevate. Caratteristica fondamentale della presenza dello scum è quella che i massimi valori di riflettanza si registrano per la banda 10 del MERIS.

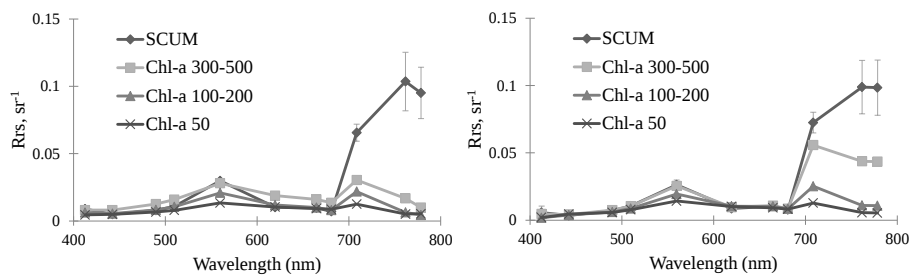


Fig. 35. In a) firme in situ di differenti condizioni delle acque in base alla presenza di scum o differenti concentrazioni (mg/m^3) di Chl-a, acquisite nelle campagne estive del 2009, 2011 e 2012 ricampionate alle caratteristiche MERIS. In b) firme spettrali estratte da ROI di differenti immagini MERIS (Bresciani et al., in revisione RSE).

L'applicazione del rapporto di banda b10/b9 ha permesso di valutare le zone caratterizzate dalla potenziale presenza di scum.

$$\text{Scum} = \text{Rrs}(\lambda_{753}) / \text{Rrs}(\lambda_{709}) \quad [\text{Eq. 13}]$$

Al fine di poter valutare l'effetto delle acque della Laguna dei Curi sulle acque del Mar Baltico è stata effettuata un'analisi tra differenti algoritmi della rete neurale BEAM-VISAT dell'ESA per valutare quale fosse più performante nella stima delle concentrazioni di Chl-a da immagini MERIS rispetto a misure in situ. Freie Universitaet Berlin WeW (FUB), C2R, Eutrophic, Boreal and standard MERIS Level sono stati testati con le misure in situ e l'analisi ha evidenziato come i risultati migliori si siano ottenuti con il processore FUB ($R^2 = 69\%$, Mean Absolute Error-MAE = 7.76 mg/m³).

4.2.3.2 Gli algoritmi per il lago d'Idro

Il monitoraggio limnologico e radiometrico eseguito in estate e autunno 2010 ha permesso di evidenziare l'estrema eterogeneità della componente fitoplanctonica del lago d'Idro (85 differenti specie di 8 differenti classi). Il mese di luglio è risultato quello con la maggiore concentrazione fitoplanctonica, ma la situazione particolare si è verificata nel mese di settembre (Fig. 36) con un'elevata fioritura di specie di Cyanophyceae (*Microcystis* spp., *Planktothrix* gr. *rubescens/agardhii*, *Pseudanabena* cf. *limnetica*, *Aphanocapsa* sp., *Aphanizomenon* cf. *gracile*) associate a Chrysophyceae (*Dinobryon sociale* var. *stipitatum*) e Bacillariophyceae (*Fragilaria ulna* var. *acus*).

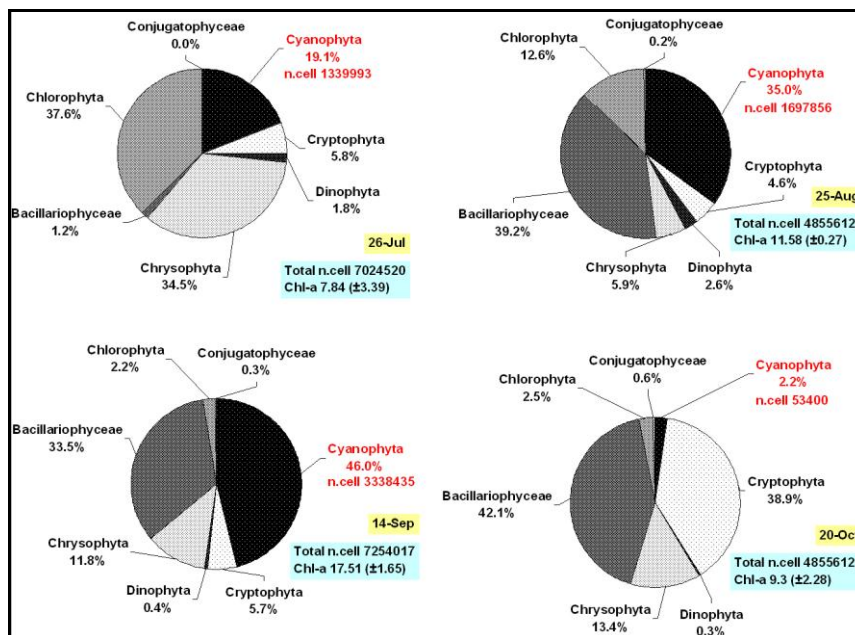


Fig. 36. Abbondanza relativa delle classi di fitoplancton nei quattro i campionamenti (date evidenziate in giallo). Nei riquadri azzurri numero di cellule totale algali e la concentrazione di Chl-a (mg/l) con valori di deviazione standard tra parentesi, in rosso il numero di cellule di cianobatteri e la loro relativa percentuale (Bresciani et al., 2011b).

Nonostante l'elevato numero di cellule presenti, il contenuto di clorofilla-a nelle acque del lago è rimasto abbastanza contenuto, con concentrazioni massime non superiori a 20 mg/m³; si è verificata tuttavia una significativa riduzione della trasparenza delle acque, fino ad arrivare a un valore del disco di Secchi di meno di 1 metro. Le caratteristiche della fioritura sono state ben evidenziate dalle misure radiometriche in situ (Fig. 37) che hanno permesso di rilevare le differenze tra la risposta spettrale (*Remote Sensing Reflectance*, Rrs) del mese di luglio e quello di settembre 2010, solo parzialmente confermato dall'aumento della concentrazione di clorofilla-a.

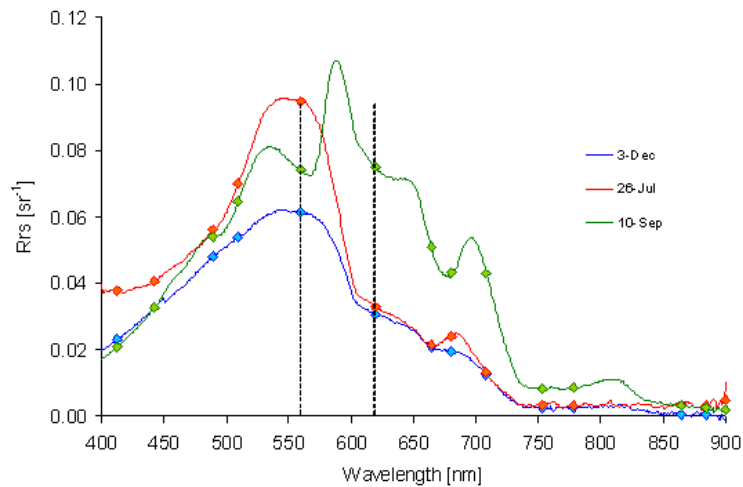


Fig. 37. Firme spettrali (valori medi delle cinque stazioni di Remote Sensing Reflectance, Rrs) misurate con lo spettrometro ASD per il lago d'Idro nel 2010 (26 luglio, 10 settembre e 3 dicembre). Sulle firme sono riportati i valori di riflettanze relativi alle 14 bande MERIS (la banda 11 dell'ossigeno a 761 nm non è stata inserita). Le due linee tratteggiate indicano la posizione delle bande MERIS (cioè bande 5 e 6, a 560 e 620 nm, rispettivamente) utili per rilevare la fioritura algale (Bresciani et al., 2011b).

Le variazioni spaziali dei dati RRS tra le stazioni sono risultati trascurabili (coefficiente di variazione inferiore a 0,5 in tutte le lunghezze d'onda e per tutte le indagini) ed il valore medio è stato utilizzato per presentare i risultati. Le misure radiometriche raccolte in situ il 10 settembre 2010 a differenti profondità comprese tra 0 e 2 metri (dati non mostrati) hanno evidenziato una ridotta variabilità degli spettri di Rrs nei primi 50 centimetri (coefficiente di variazione inferiore a 0.5 in tutte le lunghezze d'onda); condizione che indica che la fioritura algale si è localizzata sulla superficie. Questo risultato è in accordo con la presenza di *Planktothrix pseudoagardhii*, *P. mougeotii*, e *P. suspensa* le cui proprietà morfologiche fanno sì che queste specie si mantengano in superficie (D'Alelio & Salmaso, 2011).

L'analisi spettrale delle acque evidenzia come nel mese di dicembre gli spettri presentavano solo un massimo alle lunghezze d'onda di 550 nm a causa delle basse concentrazioni di materia sospesa e disciolta, tipica dei laghi subalpini (Salmaso et al., 2006). In luglio, il massimo di RRS accade sempre vicino a 550 nm ma con un picco secondario osservabile a circa 700 nm. La maggiore pendenza tra 450 e 550 nm e il picco a 700 nm, di luglio rispetto a dicembre, può essere spiegato dalle maggiori concentrazioni di Chl-a. Infine, gli spettri misurati nel mese di settembre riflettono la complessità delle proprietà ottiche osservate durante la fioritura algale. Il picco a 700 nm è ancora visibile, ma nella zona prossima ai 550 nm la forma degli spettri diventa più complessa. Sono evidenti due picchi, uno a 590 nm (il più alto) e uno a 535 nm, mentre un altro punto di discontinuità compare a 650 nm. Il picco a 590 nm è dovuto alla presenza di ficoeritrina, comune a diverse specie di cianobatteri (ad esempio, *Planktothrix* spp.) e altri pigmenti secondari (principalmente β -carotene, fucoxantina e altre xantofille) di Chrysophyceae (Gons et al., 2005; Nicholls, 1992); meno evidente è la presenza di ficocianine, comunemente rilevabile dagli spettri Rrs dalla caratteristica riflettanza a 650 nm (Kutser et al., 2006).

L'analisi spettrale è stata compiuta anche su una serie di 10 immagini MERIS acquisite tra 1 agosto e 11 dicembre 2010 e processate per correggere l'effetto dell'atmosfera e per di adiacenza. Come visibile in Figura 38, sebbene i picchi caratteristici dei pigmenti siano meno marcati rispetto alle firme di campo, la forma degli spettri di Rrs in settembre è molto diversa da quelle di luglio e dicembre. In particolare, passando dalla banda MERIS 5 (560 nm) alla banda MERIS 6 (620 nm) i valori di Rrs delle immagini sono diminuiti in modo significativo tra luglio e dicembre (circa il 50% e più). D'altra parte, un leggero incremento nei valori di RRS si osserva nel mese di settembre.

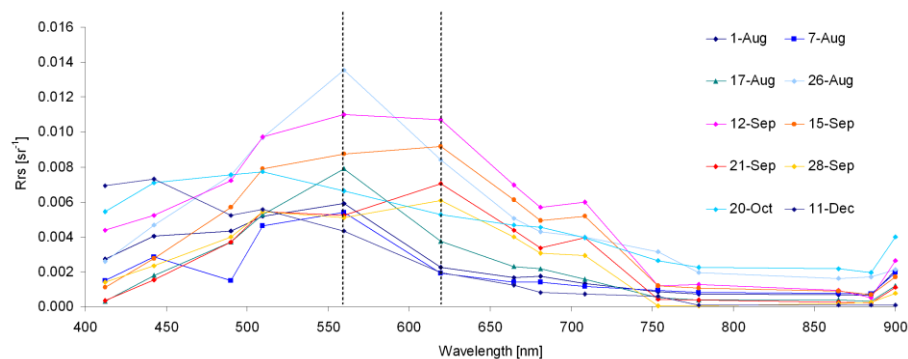


Fig. 38. Valori di RRS delle immagini MERIS, le linee tratteggiate indicano la posizione delle bande MERIS per il rapporto di banda b6/b5 (Bresciani et al., 2011b).

In conformità a questi andamenti, il rapporto, tra le Rrs di campo ricampionate alla risoluzione spettrale del sensore MERIS nelle regioni corrispondenti alle bande 6 e 5 è stato pari a 1 nel caso di dati di Rrs misurati a settembre in presenza di fioritura e pari a 0,3 e 0,5, rispettivamente, a luglio e dicembre in assenza di fioritura. Il confronto tra i valori dell'indice creato dal rapporto di banda delle Rrs di campo e MERIS è, come visibile in tabella 7, in buon accordo.

Tabella 7. Confronto tra i valori dell'indice ottenuto dalle misure in situ e dalle immagini MERIS.

	In situ	MERIS
Luglio	0.35	0.37
Settembre	1.01	1.00
Dicembre	0.50	0.47

Le misure in situ hanno permesso di definire un valore di *threshold* relativo alla presenza/assenza del fenomeno di fioritura; infatti, il 25 agosto non era

presente la fioritura (valore rapporto di banda = 0.57) ed il 20 ottobre la fioritura era presente in quantità ridottissima (valore = 0.82). Il valore di 0.82 (Fig. 39) è stato utilizzato come limite inferiore indicativo della presenza del fenomeno di fioritura, la Figura 39 mostra i valori di $b6/b5$ nel tempo per tre aree geografiche (nord, centro, e sud del lago). Nella Figura 40 si possono vedere le mappe ottenute dai dati MERIS per quattro acquisizioni nel mese di Settembre.

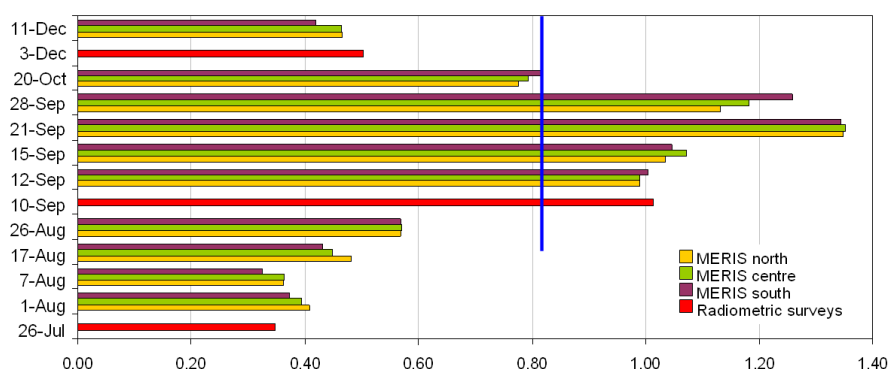


Fig. 39. Valori del rapporto di bande $b6/b5$: le barre rosse indicano il valore derivato da misure in situ, gli altri valori sono derivati dalle immagini MERIS per tre aree geografiche del lago. La barra verticale blu indica la soglia utilizzata per identificare la presenza della fioritura algale (Bresciani et al., 2011b).

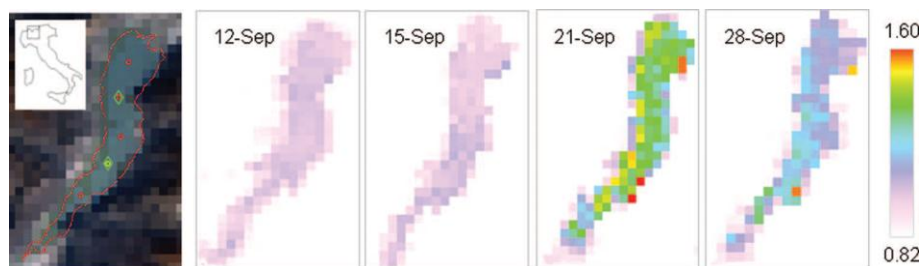


Fig. 40. A sinistra, il lago di Idro, i cerchi rossi indicano le stazioni radiometriche (in giallo la stazione che, il 10 settembre, è stata misurata tre volte durante il giorno), i diamanti verdi corrispondono alle stazioni per il campionamento del fitoplancton. Le mappe mostrano il valore del rapporto di banda per il rilevamento della fioritura delle alghe avvenuta nel settembre 2010 (Bresciani et al., 2011b).

Al fine di poter ottenere informazioni passate sulla qualità delle acque del lago, abbiamo sfruttato il vantaggio del telerilevamento di poter andare a ritroso nel tempo e fornire così dati altrimenti impossibili da ottenere (e.g. Hu et al., 2010; Hadjimitsis et al., 2010; Olmanson et al., 2008). A partire dai risultati ottenuti dall'implementazione dell'algoritmo per la fioritura del 2010, lo stesso algoritmo è stato applicato a una serie storica di 30 immagini MERIS per il periodo 2003-2011. Sono state scelte immagini prive di copertura nuvolosa sull'intera superficie lacustre nel periodo compreso tra metà di agosto e metà di ottobre quando gli eventi di bloom hanno una maggiore probabilità di occorrenza (Salmaso et al., 2010; Garibaldi et al., 2003).

A tutte le immagini appositamente pre-processate è stato applicato il rapporto di banda MERIS $b6/b5$ in seguito soglia con il limite di 0.82 (Fig. 38). In Figure 41 sono presentati i valori medi (calcolati per l'intera superficie del lago) dell'indice $b6/b5$ in corrispondenza delle diverse date di acquisizione del periodo d'interesse. Dalla Figura 41 appare evidente la fioritura del 2010 quando si è verificato un evento estremo di bloom algale. Inoltre, si può osservare come, anche negli altri anni, l'indice tenda ad aumentare dalla fine dell'estate all'inizio dell'autunno confermando che questo periodo dell'anno è caratterizzato dalle condizioni peggiori di qualità delle acque e quindi maggiormente soggetto a fenomeni di bloom. Nel caso del 2004 non è stato possibile osservare le condizioni del lago dopo il 19 settembre a causa della continua copertura nuvolosa che ha impedito l'acquisizione d'immagini utili per il processamento. Del data set a disposizione è stato scartato il risultato del 16 ottobre 2009, contraddistinto da alti valori di riflettanza nella regione dell'infrarosso potenzialmente dovuti alla presenza di TSM e a cirri.

Il confronto tra il valore dell'indice e il valore di soglia (linea orizzontale tratteggiata) mette in evidenza che, oltre al 2010, bloom algali si sono verificati anche in altri anni come per esempio: 2003, 2005 e 2008; sebbene solo nel 2005 e nelle date del 13 e 16 ottobre il fenomeno abbia interessato l'intera superficie del lago (tratto rosso 100%).

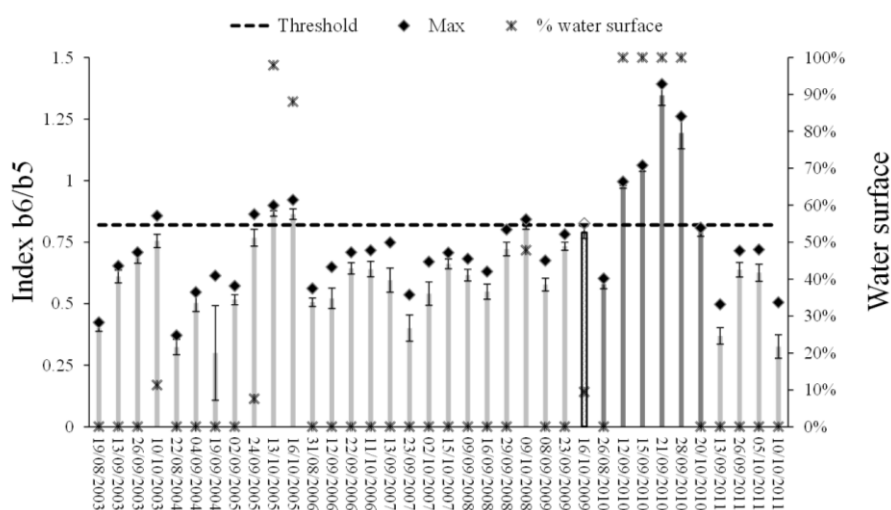


Fig. 41. Valore medio dell'indice $b6/b5$ calcolato su tutta la superficie del lago d'Idro (barre grigie) $\pm$ dev. St. (barre nere) e valori massimi (rombi neri). La linea orizzontale tratteggiata indica la soglia utilizzata per identificare la presenza della fioritura algale (0.82 sull'asse y). Gli asterischi rappresentano la proporzione di superficie del lago (asse y secondario) per la quale i pixel hanno valori dell'indice al di sopra della soglia (Bresciani et al., 2013).

4.2.3.3 Gli algoritmi per i laghi di Mantova

I laghi di Mantova sono fortemente condizionati dagli apporti fluviali e dalle condizioni climatiche; si presentano, infatti, condizioni di fioritura algali molto differenti in funzione della piovosità annuale e, di conseguenza, del livello delle acque.

Partendo dal lavoro di Bresciani et al. (2009), in cui si era utilizzata un'immagine MIVIS, acquisita il 26 luglio 2007, per mappare le concentrazioni di Chl-a, TSM e CDOM, si sono analizzate le firme spettrali in situ e l'immagine stessa al fine di estrarre la presenza di cianobatteri nelle acque. Il data-set è stato integrato con un'immagine CHRIS-PROBA del 29 giugno 2008. Come indicato da Kutser (2004), in presenza di alte concentrazioni di Chl-a dovute alla presenza di cianobatteri con ficocianina è possibile discriminare la loro presenza utilizzando il rapporto tra i valori di riflettanza nei punti di massimo (650 nm) e di minimo (attorno a 630 nm). L'applicazione del rapporto di bande all'immagine MIVIS ha permesso di ottenere la mappa di Figura 42 per il 2007 e per il 2008, di determinare che nei laghi di Mantova non erano presenti cianobatteri in quantità discriminabile alla data di acquisizione del CHRIS.

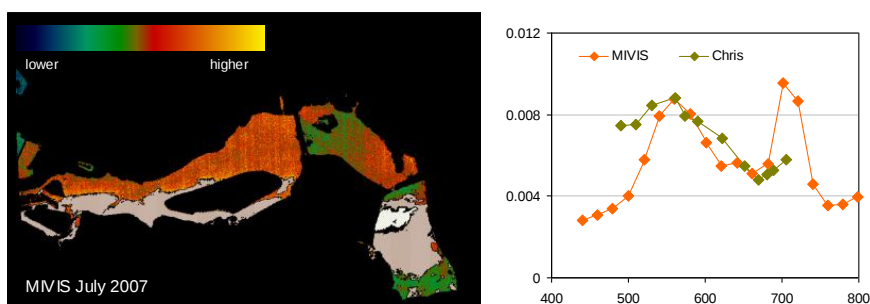


Fig. 42. A sinistra la mappa raffigurante l'abbondanza di cianobatteri derivata da dati MIVIS, a destra firme spettrali dalle immagini MIVIS e CHRIS corrette atmosfericamente in cui si evidenzia l'assenza della risposta delle ficocianine nell'immagine del 2008.

Avendo a disposizione un'immagine iperspettrale di buona risoluzione e un'elevata fioritura di cianobatteri, oltre all'algoritmo di Kutser si è testata la possibilità di mappare l'evento di fioritura anche attraverso un calcolo geometrico basandosi sulla firma spettrale delle acque oggetto di studio. L'algoritmo (Eq. 14) si basa sul calcolo dell'area compresa tra le lunghezze

d'onda della regione dello spettro dove si manifesta una *feature* tipica delle ficocianine, come riportato nell'equazione sottostante, sfruttando non solo i massimi e minimi ma anche la riflettanza a 600 nm che potrebbe condizionare l'entità della risposta delle ficocianine.

$$A = \frac{b \times h}{2} = \sqrt{(x_3 - x_1)^2 + (y_3 - y_1)^2} \times \frac{\left| y_2 - \left[\frac{y_3 - y_1}{x_3 - x_1} \right] \times x_2 + \left[y_1 - x_1 \left(\frac{y_3 - y_1}{x_3 - x_1} \right) \right] \right|}{\sqrt{1 + \left(\frac{y_3 - y_1}{x_3 - x_1} \right)^2}}$$

$$\begin{aligned} x_1 &= R_{rs} \lambda(641.3) \\ x_2 &= R_{rs} \lambda(621.2) \\ x_3 &= R_{rs} \lambda(601.1) \\ y_1 &= \lambda(641.3nm) \\ y_2 &= \lambda(621.2nm) \\ y_3 &= \lambda(601.1nm) \end{aligned} \quad [\text{Eq. 14}]$$

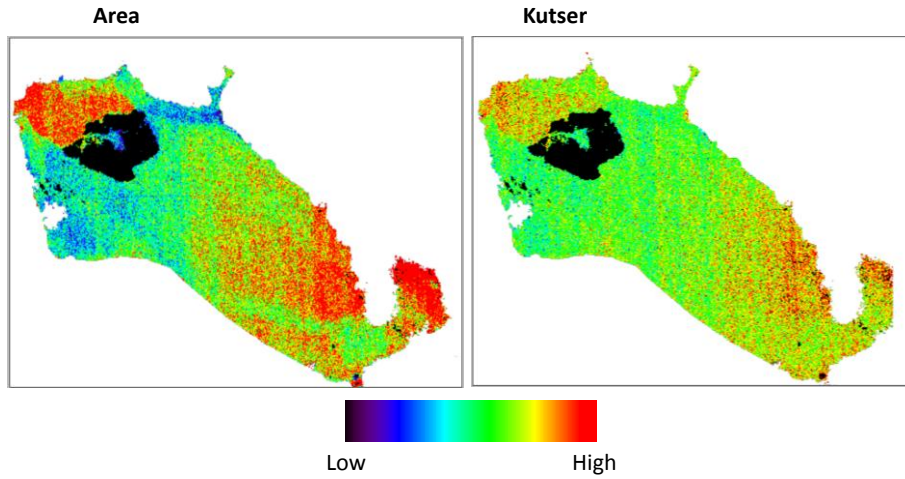


Fig. 43. Mappe di distribuzione di cianobatteri nelle acque del lago di Mezzo di Mantova ottenute con due differenti algoritmi semi-empirici.

La relazione tra i due algoritmi applicati evidenzia come l'utilizzo dell'algoritmo di Equazione 15 presenti un *range* maggiore di valori rispetto all'algoritmo di Kutser et al. (2006) e lo *scatter plot* di Figura 44 mostra la

buona correlazione tra i due prodotti ($r^2 > 0.7$) sebbene l'algoritmo di Kutser fornisca valori inferiori (la nuvola di punti infatti si trova al di sotto della bisettrice del quadrante).

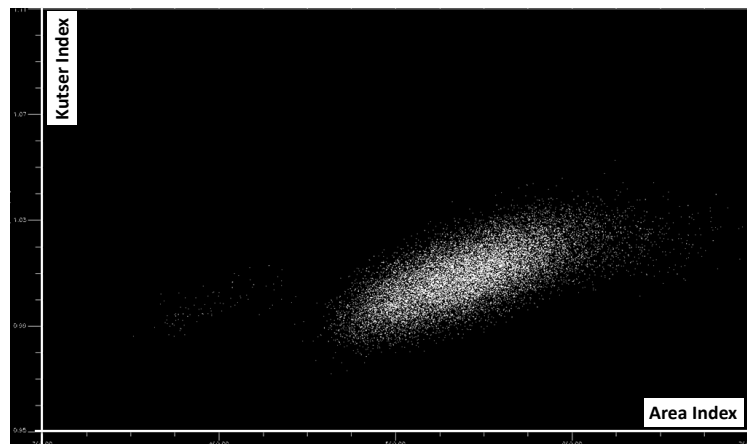


Fig. 44. Scatter plot tra i valori dell'indice di Kutser et al. (2006), e i valori del calcolo dell'area nella regione delle ficocianine.

Nel settembre 2011 sono state acquisite 31 differenti coppie di misure di riflettanza delle acque e misure fluorimetriche relative alla ficocianina. Alle 21 coppie di dati in cui la firma spettrale evidenziava la presenza di cianobatteri nelle acque, sono stati applicati tre differenti algoritmi (Kutser et al., 2006; Wynne et al., 2008; Ruiz Verdù et al., 2005), adattati alle caratteristiche spettrali delle misure in situ. Gli algoritmi sono stati testati al fine di valutare quali di questi avesse una maggiore correlazione tra le misure spettrali e le misure fluorimetriche. I risultati hanno evidenziato che la correlazione maggiore è stata trovata con l'algoritmo di Wynne (Fig. 45). L'algoritmo è stato poi applicato alle immagini aerotrasportate del sensore iperspettrale APEX (*Airborne Prism Experiment*) acquisite il 21 settembre 2011, al fine di poter ottenere la mappa di ficocianina nelle acque dei laghi di Mantova (espressa in *Relative Fluorimetric Unite*).

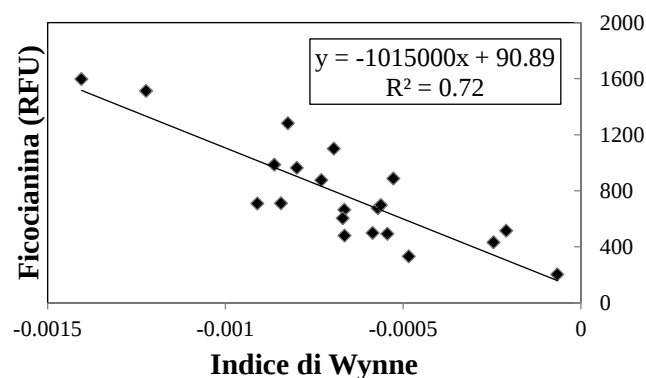


Fig. 45. Relazione lineare tra i valori ottenuti dall'applicazione dell'algoritmo di Wynne ai valori di riflettanza delle acque e le misure fluorimetriche sincrone.

La validazione dei risultati ottenuti dall'immagine APEX e le misure in situ (Fig. 46) sono sufficientemente accurati e hanno permesso di scegliere a 200 RFU il limite oltre il quale sono presenti i cianobatteri con ficocianina nelle acque.

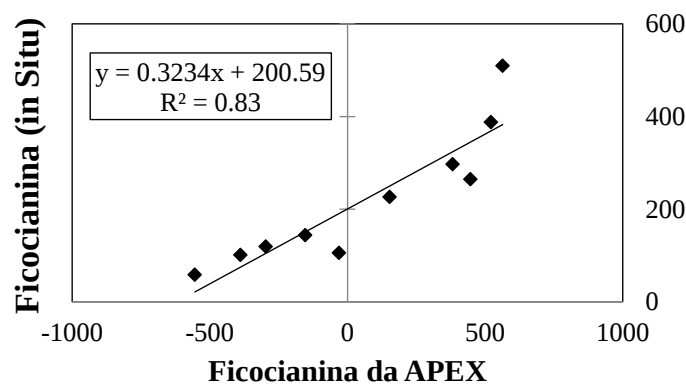


Fig. 46. Validazione dei valori ottenuti dall'immagine APEX e i valori di ficocianina misurati in situ.

Al fine di valutare le condizioni dei laghi di Mantova (in particolare del lago Superiore) per il 2011 sono stati testati due algoritmi semi-empirici (Gitelson

et al., 2007) per la stima della Chl-a nelle acque tramite la correlazione tra le firme spettroradiometriche e le concentrazioni di Chl-a a 31 coppie di dati. Gli indici proposti si basano sull'utilizzo della riflettanza misurata in due e tre bande; al fine di applicare questi indici sono stati considerati i valori massimi e minimi di riflettanza specifici per lunghezza d'onda. I massimi valori di riflettanza (*Ref_peak*) sono stati registrati nell'intervallo compreso tra 714.9 e 692.6 nm, con una media di 697.4 nm (± 3.68), mentre i valori di riflettanza minimi si sono registrati all'interno del massimo di assorbimento delle clorofilla-a (*Abs_peak*) tra 665 e 681.8 nm, con lunghezza d'onda media di 669 nm (± 2.02), mentre i valori di riflettanza minimi registrati all'interno della regione del vicino infrarosso sono stati individuati tra il 730 e 749.9 nm, con lunghezza d'onda media di 748.8 nm (± 1.94). Come visibile in Figura 47 il valore di correlazione più elevato è stato trovato con l'indice a due bande.

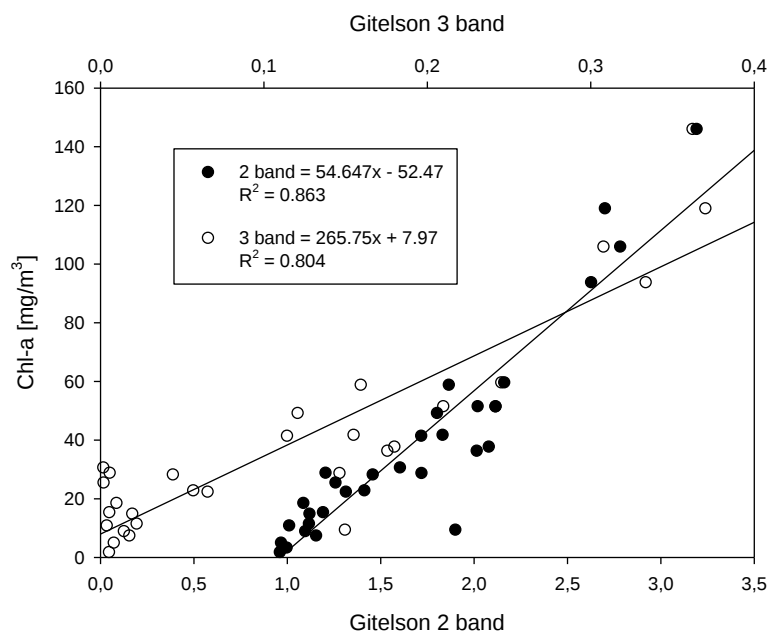


Fig. 47. Correlazione tra gli indici Gitelson e le misure di concentrazione Chl-a sincroni ottenuti su 31 campioni (Bresciani et al., in revisione MF).

L'algoritmo espresso nell'equazione sottostante è stato applicato a tutto il data-set di misure di MRI (Misure in continuo tramite radiometri fissi) del mese di Settembre.

$$\text{Chl-a} = 54.647 * (R_{\lambda\text{Ref_peak}}(0-) / R_{\lambda\text{Abs_peak}}(0-)) - 52.47 \quad [\text{Eq. 15}]$$

Nella Figura 48 è riportato il valore stimato di concentrazioni di Chl-a derivate dai valori di riflettanza con l'algoritmo sopra indicato.

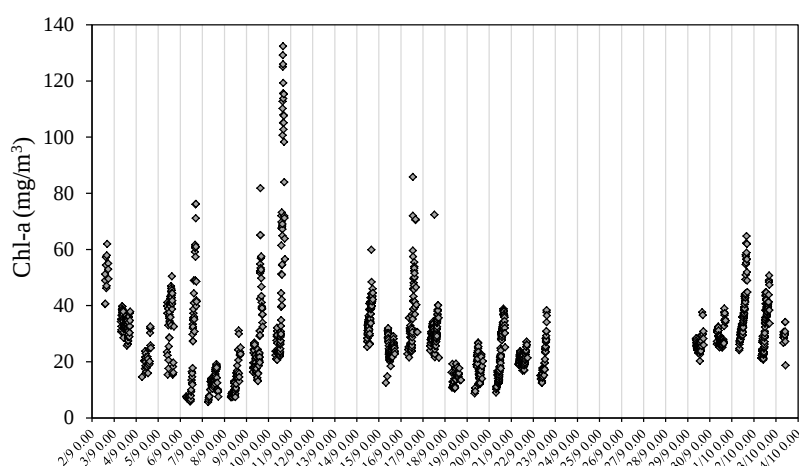


Fig. 48. Andamento giornaliero e mensile delle concentrazioni di Chl-a ottenute dall'applicazione dell'algoritmo di Eq. 15 alle MRI nei laghi di Mantova nel mese di Settembre (Bresciani et al., in revisione MF).

L'incremento giornaliero della concentrazione di Chl-a è stato abbinato anche a un aumento della concentrazione di pigmenti fotosintetici secondari, come la ficocianina, a indicazione dell'aumento in superficie dei cianobatteri durante la giornata, come visibile in Figura quarantanove.

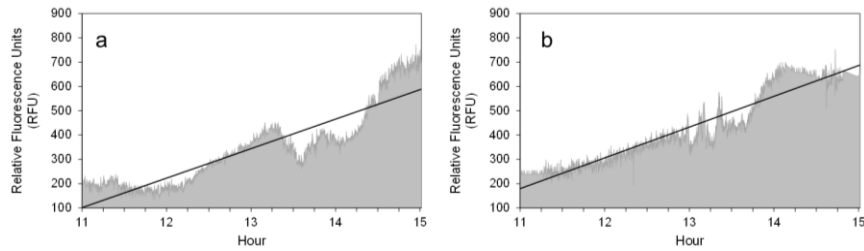


Fig. 49. Andamento delle ficocianine nelle acque tramite misure fluorimetriche nel giorno 6 Settembre (a) e 20 Settembre (b) (Bresciani et al., in revisione MF).

Sono stati applicati due differenti indici al fine di discriminare dalle misure MRI la ficocianina nelle acque, il primo basato sull'algoritmo di Kutser et al. (2006), il secondo implementato sulla base dell'osservazione delle firme spettrali a disposizione:

$$\text{Kutser} = R_{\lambda_{\max} (640-650)} / R_{\lambda_{\min} (610-630)} \quad [\text{Eq. 16}]$$

$$\text{Indice 2} = R_{\lambda_{\min} (665-685)} * ((1 / R_{\lambda_{\min}(610-630)}) - (1 / R_{\lambda_{\max}(640-650)})) \quad [\text{Eq. 17}]$$

Le correlazioni tra gli andamenti dei valori fluorimetrici della ficocianina e i due indici di Gitelson et al. (2007, 2008) per la Chl-a e i due indici delle Equazioni 16 e 17 hanno evidenziato (Tab. 8) che la ficocianina nelle acque di Mantova tende a essere mascherata dalle maggiori concentrazioni di Chl-a e che il miglior proxy per mappare la fioritura algale verificatasi, caratterizzata da un'elevata diversificazione di specie presenti, sia quello di utilizzare la Chl-a.

Tabella 8. Valori di r^2 tra i differenti indici e i valori di ficocianina acquisiti mediante misure fluorimetriche.

	<i>Git. 2 bande</i>	<i>Git. 3 bande</i>	<i>Kutser</i>	<i>Index 2</i>
Ficocianina	0.92	0.53	0.51	0.56

4.2.4 Test degli algoritmi semi-empirici per i cianobatteri

Negli ultimi anni differenti autori, nei loro casi specifici di studio, hanno implementato algoritmi di stima specifici per la mappatura della ficocianina dei cianobatteri. Un'attenta revisione bibliografica ha permesso di individuare tre algoritmi semi-empirici, indicati di seguito con il nome dell'autore di riferimento, che sono stati implementati per il sensore MERIS per poter effettuare un monitoraggio multitemporale dei fenomeni di fioritura nelle aree di studio:

$$\text{Ruiz Verdu} = (0.5 \cdot (b_6 + b_5) - b_7) \quad [\text{Eq. 18}]$$

$$\text{Kutser} = (b_7/b_6) \quad [\text{Eq. 19}]$$

$$\text{Wynne} = ((b_8 - b_7) - (b_9 - b_7) \cdot ((681 - 665)/(709 - 665))) \quad [\text{Eq. 20}]$$

Per la laguna dei Curi, le Equazioni 18-20 sono state applicate alle immagini MERIS corrette per produrre gli indici che a loro volta sono stati correlati ai conteggi di fitoplancton effettuati in situ il 19 luglio 2011 e 13 agosto 2008 per tre differenti stazioni. Le ridotte quantità di dati in situ non hanno permesso di effettuare un'analisi statistica ma il confronto tra i valori degli indici e i valori di biomassa dei cianobatteri ha evidenziato come ci sia un buon accordo tra i tre indici e i risultati in situ come evidenziato nelle mappe

di Figura 50 e nella Tabella 9, in cui le tre stazioni sono situate nella parte lituana della laguna (a=nord, b=centro, c=sud).

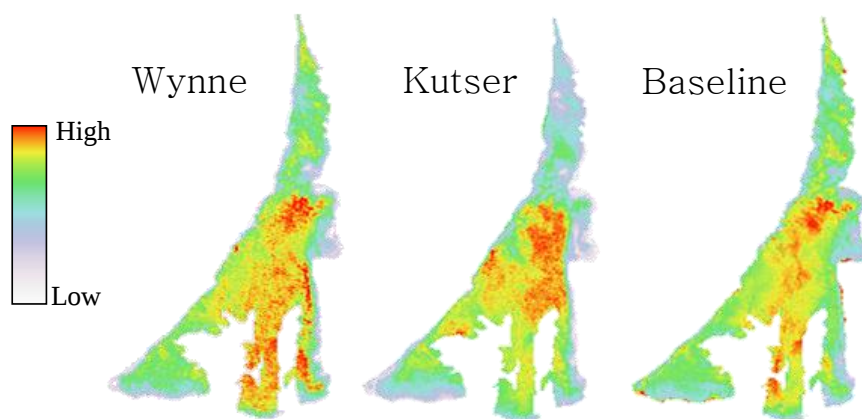


Fig. 50. Esempio di mappe degli indici di discriminazione dei cianobatteri per il 19 luglio 2011.

Tabella 9. Valori degli indici e biomassa dei cianobatteri nella Laguna dei Curi per tre stazioni e due date di campionamento.

	Stazione	Biomassa Cianobatteri (mg/l)	Indice di Wynne	Indice di Ruiz- Verdu	Indice di Kutser
19/07/2011	a	5.7	0.0028	0.0091	0.88
	b	27.0	0.0046	0.0131	1.06
	c	34.6	0.0055	0.0150	1.16
13/08/2008	a	9.5	0.0032	0.0095	0.94
	b	22.1	0.0041	0.0120	1.03
	c	36.8	0.0058	0.0158	1.2

La correlazione tra le concentrazioni di Chl-a stimate tramite un algoritmo semi-empirico e la fusione dei tre indici testati in un indice sintetico per individuare le ficocianine ha evidenziato (Fig. 51) come la clorofilla sia un proxy adeguato per la mappatura e la quantificazione spaziale e temporale dei fenomeni di fioritura da cianobatteri nelle acque della Laguna dei Curi.

La correlazione diviene meno robusta nel caso in cui siano presenti scum superficiali, infatti, la correlazione tra la Chl-a stimata da immagini MERIS con l'algoritmo empirico di Fig. 32 e l'algoritmo di Matthews et al., (2012) ha evidenziato come in presenza di scum le concentrazioni di Chl-a non siano più un proxy ottimale delle condizioni superficiali delle acque della Laguna dei Curi (Fig. 52).

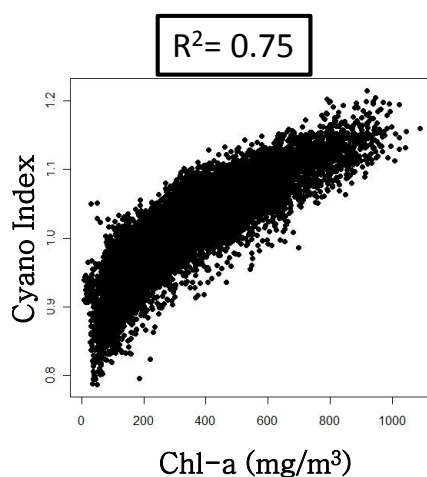


Fig. 51. Correlazione tra i valori di Chl-a ottenuti dalle immagini MERIS tramite un algoritmo semi-empirico (Fig. 29) e l'indice sintetico derivato dai tre indici di bibliografia per la ficocianina. I dati sono relativi alle acquisizioni MERIS del 19/07/2011, 13/08/2008, 4/08/2008 e 22/07/2009.

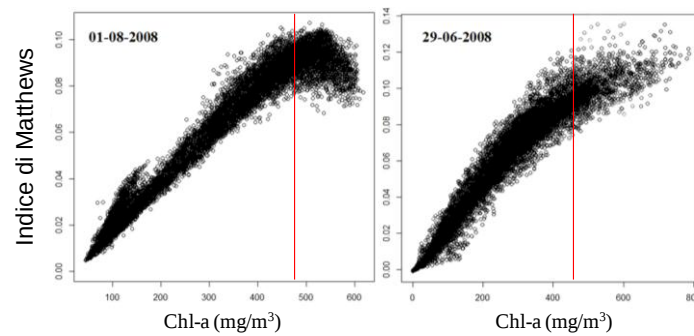


Fig. 52. Correlazione tra i valori di Chl-a ottenuti dalle immagini MERIS tramite un algoritmo semi-empirico (Fig. 32) e i valori dell'indice di Matthews. La linea rossa identifica la una soglia oltre la quale la correlazione lineare sta cambiando a causa della presenza di scum.

Per quanto riguarda i laghi di Mantova, l'analisi radiometrica e fluorimetrica dei dati in situ ha evidenziato come in presenza di cianobatteri la correlazione tra Chl-a e PC sia significativamente elevata (Fig. 53).

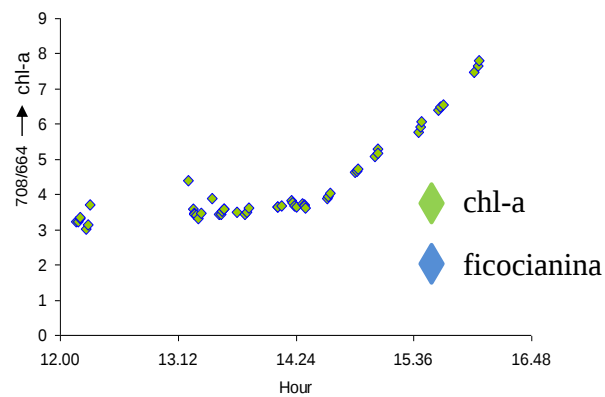


Fig. 53. Andamento, durante la giornata, delle concentrazioni di Chl-a e ficocianina, in questa giornata, nel lago Superiore di Mantova, la presenza di cianobatteri nelle acque è predominante e i due parametri sono strettamente correlati.

La relazione tra i prodotti di Chl-a e PC nelle acque dei laghi di Mantova ottenuti dall'immagine APEX del 21 settembre (Fig. 54) mostra una linearità.

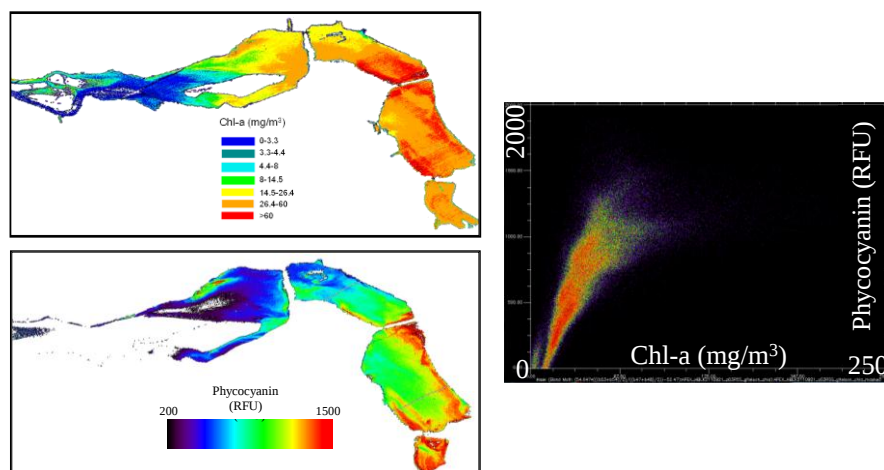
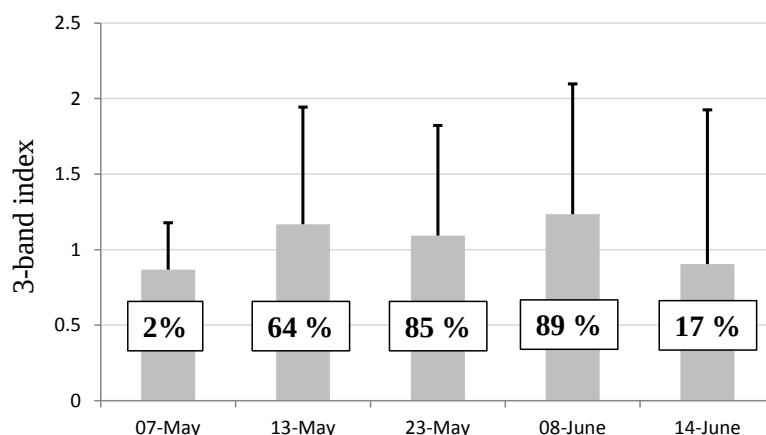


Fig. 54. A sinistra mappe di Chl-a (in alto) e ficocianina (in basso) dei laghi di Mantova il 21 Settembre 2011 ottenute da immagini APEX con l'applicazione dell'algoritmo dell'equazione 15 e l'algoritmo di equazione 20 con i coefficienti di Figura 45.

Un altro esempio in cui la concentrazione di Chl-a può essere utilizzata come proxy della stima dei fenomeni di fioritura di cianobatteri è il fenomeno di fioritura verificatosi nel lago Omodeo (Sardegna). L'applicazione dell'algoritmo a tre bande di Gitelson et al. (2008) (Eq. 21) alle immagini MERIS ha permesso di mappare il fenomeno di fioritura verificatosi nella primavera del 2009 (maggio-giugno) e di identificarne le dinamiche spaziali e temporali (Fig. 55).

$$\text{Gitelson 3 bande} = [R_{rs}^{-1}(b8) - R_{rs}^{-1}(b9)] * R_{rs}(b10) \quad [\text{Eq. 21}]$$



*Fig. 55. Andamento dell'algoritmo a tre bande di Gitelson et al. (2008) rappresenta qualitativamente la presenza della fioritura di cianobatteri (*Microcystis* spp., *Planktothrix* sp., *Anabaena circinalis*) nel 2009. La superficie del lago occupata dall'evento di fioritura è stata individuata tramite il limite dell'indice di 1 (cioè, $Chl-a > 30 \text{ mg/m}^3$ secondo il modello sviluppato da Gitelson et al., 2007) (Bresciani et al., 2012b).*

Tuttavia la Chl-a non sempre è un proxy indicatore dei fenomeni di fioritura dovuti ai cianobatteri; infatti, il confronto tra le concentrazioni di Chl-a e l'indice di fioritura sintetico (Cyano Index) per il lago d'Idro ha evidenziato (Fig. 56 sinistra) come la correlazione tra i due indici non sia presente. In altri casi la variabilità spaziale delle proprietà ottiche delle acque (presenza di macrofite, elevate concentrazioni di TSM) può modificare la correlazione tra le due grandezze come verificatosi nel caso del lago Trasimeno illustrato in Figura 56 (a destra). Infatti, nel caso specifico del lago Trasimeno, i valori dell'indice sono inferiori rispetto, per esempio alla laguna dei Curi, a causa della presenza di macrofite e TSM lungo le aree costiere.

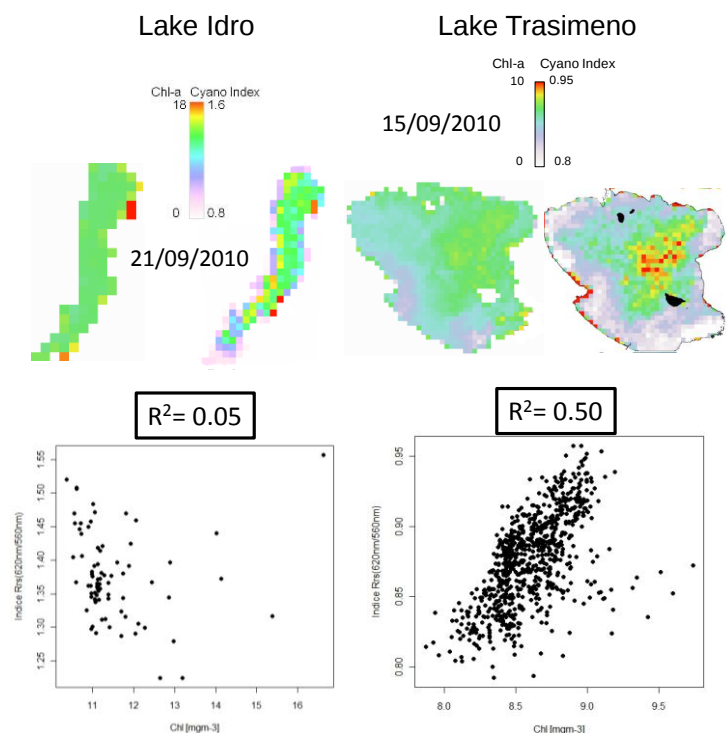


Fig. 56. Correlazione tra i valori di Chl-a ottenuti da immagini MERIS e l'indice specifico sintetico (Cyano Index) per i cianobatteri.

Per il lago Trasimeno si è cercato di integrare il monitoraggio per la mappatura delle concentrazioni di Chl-a basato sulla modellistica bio-ottica, già divenuto operativo, e l'individuazione delle dinamiche stagionali della presenza di cianobatteri (in prevalenza *Cylindrospermopsis raciborskii*), con il modello semi-empirico. Per l'anno 2010 sono state processate le immagini MERIS sincrone alle campagne di misura effettuate dall'ARPA-Umbria e dall'Istituto Superiore di Sanità (ISS) e l'algoritmo di Kutser è stato correlato con i valori dei conteggi in situ per derivare un algoritmo semi-empirico. Purtroppo l'integrazione dei due approcci risente fortemente delle differenze spaziali e temporali dei modelli e delle lacune ancora presenti nei conteggi in situ del numero di cellule di cianobatteri presenti, infatti, il

confronto tra i conteggi effettuati da ARPA e Istituto Superiore di Sanità non aveva alcuna correlazione ($R^2 \sim 0.1$). Dato il maggior numero di dati a disposizione, la correlazione tra gli indici ottenuti da telerilevamento e i conteggi in situ è stata effettuata con i dati ARPA e la correlazione è rappresentata in Figura 57.

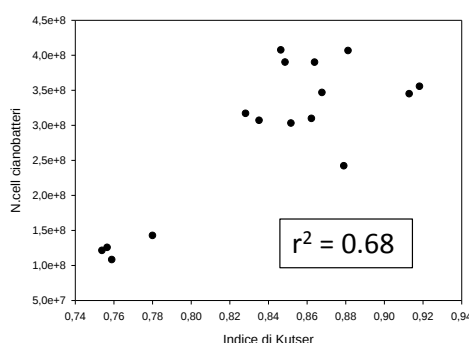


Fig. 57. Correlazione tra il numero di cellule di cianobatteri e l'indice di Kutser calcolato dalle immagini MERIS per i campionamenti del 06/07, 03/08, 06/09 e 21/09.

Per il lago di Garda l'analisi spettrale del data set d'immagini iperspettrali MIVIS a disposizione ha permesso di individuare un piccolo evento di fioritura da cianobatteri nell'immagine del settembre 1997 (Fig. 58).



Fig. 58. Fioritura di cianobatteri verificatasi nel lago di Garda nel settembre del 1997. L'analisi effettuata sull'immagine iperspettrale MIVIS ha permesso di identificare la presenza di cianobatteri in una ristrettissima (0.01 km^2) porzione vicina alle coste di Sirmione.

Un'ulteriore analisi per il lago di Garda è stata fatta per il periodo estivo del 2010 utilizzando immagini MERIS, alle immagini in riflettanza è stato applicato l'algoritmo di Kutser et al. (2006) dedicato alla mappatura dei cianobatteri con ficocianina da immagini MERIS, per il Garda i gruppi Chroococcales e Nostocales. Come indicato da Kutser al fine di poter rendere quantitativo quest'algoritmo è necessario avere misure in situ sincrone di riflettanza e ficocianina nelle acque e sarebbe avere concentrazioni elevate di cianobatteri, indicativamente si riferisce a concentrazioni di Chl-a nelle acque superiori ai 30 µg/l. Questo non è il caso delle acque del lago di Garda, per questo motivo è stato effettuato un approccio di tipo qualitativo indicando quei pixel con valori dell'indice maggiori di 1. Quando il valore è maggiore di 1, vuole dire che la riflettanza dovuta alla presenza di ficocianine condiziona le proprietà ottiche delle acque in quel pixel e ne permette la discriminazione rispetto agli altri pixel in cui il valore è minore della soglia limite. Nelle mappe di Figura 59 sono indicati i pixel con valori dell'indice superiore alla soglia limite relativa alle ficocianine nello strato superficiale delle acque del Garda.

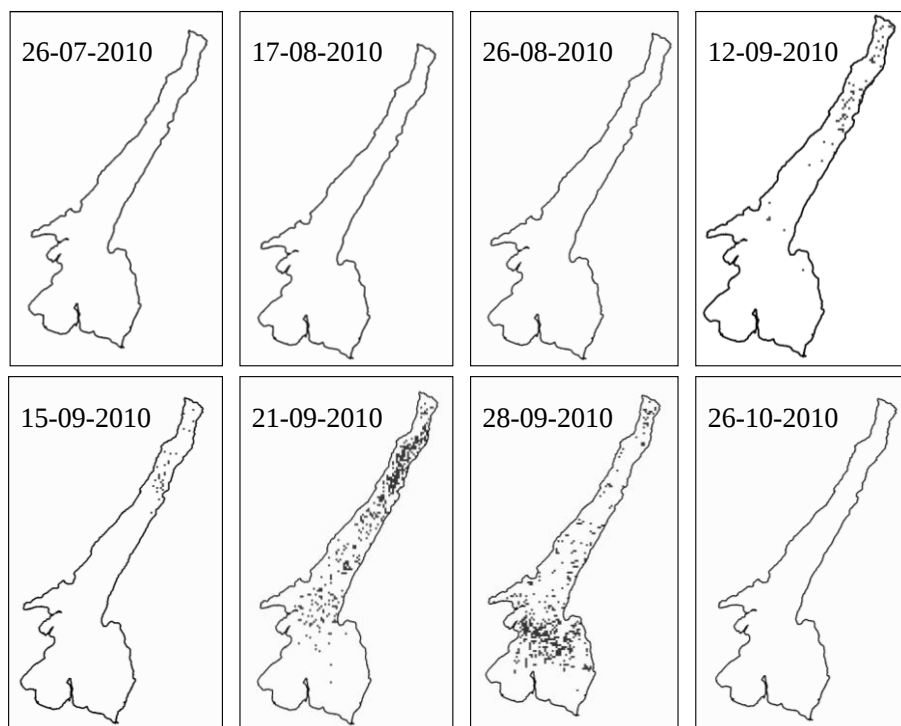


Fig. 59. Mappe di presenza di cianobatteri ottenute da immagini MERIS del lago di Garda nel periodo fine luglio-fine ottobre 2010. I pixel in nero indicano che il rapporto dell'algoritmo di Kutser et al. (2006) è superiore ad uno.

I risultati evidenziano come il periodo in cui sono stati presenti i cianobatteri con ficocianina in quantità da condizionare le proprietà ottiche delle acque in superficie è il mese di settembre (areale di circa 3000 ettari) con una spazializzazione che ha visto uno spostamento da nord verso il centro lago durante il mese. I risultati sono in accordo con le ricerche effettuate da Salmaso all'interno del Progetto EULAKES in cui le maggiori quantità di cianobatteri con ficocianina rinvenuti nel 2010 si sono registrate nei campioni del 8 e 21 settembre (Salmaso et al., 2012).

4.2.4.1 Applicazioni della modellistica bio-ottica

La modellistica bio-ottica è sicuramente l'approccio più robusto per l'analisi telerilevata della qualità delle acque nel caso in cui non ci siano delle *features* troppo pronunciate, come quelle dovute alla presenza di cianobatteri; la modellistica è quindi di grande applicabilità nei casi in cui tutti i parametri otticamente attivi condizionano fortemente la risposta spettrale delle acque e il loro effetto è difficilmente separabile tramite un approccio semi-empirico. Un'eccezione è il caso in cui si disponga di un ampio data-set di assorbimenti e *back-scattering* in presenza di acque con cianobatteri per cui l'approccio analitico può divenire di grande applicabilità. Purtroppo in condizioni di fioriture intense è particolarmente difficile l'utilizzo degli strumenti per la misura in situ del *back-scattering* perché alterano profondamente le caratteristiche della fioritura e perché richiedono una sommersione che tende a escludere il rilievo dei primi centimetri della colonna d'acqua, in cui solitamente si vengono a trovare le maggiori concentrazioni di cianobatteri. Simis et al. (2005) hanno implementato un algoritmo per la quantificazione della ficocianina nelle acque basato sulla modellistica bio-ottica, purtroppo per poterlo applicare è necessario avere un data-set robusto di dati in situ delle IOP del caso di studio considerato.

In questo lavoro di tesi, il modello bio-ottico BOMBER è stato utilizzato per la determinazione della sola concentrazione di Chl-a e non per la ficocianina perché non erano disponibili misure di High-performance liquid chromatography (HPLC) per la determinazione quantitativa delle concentrazioni del pigmento.

All'immagine MERIS del 19 agosto 2011 per il lago Trasimeno sono stati sia il modello bio-ottico BOMBER sia la rete neurale BEAM-VISAT (Fomferra & Brockman, 2006) con l'algoritmo C2R (Doerffer & Schiller

2008a; 2008b), già validato da Giardino et al. (2010), per la stima delle concentrazioni di Chl-a. Considerando le concentrazioni di Chl-a come *proxy* della fioritura, le mappe ottenute dai due metodi sono state confrontate come mostrato in Figura 60. I prodotti sono in buon accordo, infatti, i valori medi cadono nello stesso intervallo di riferimento (circa 34 mg/m³ per entrambi i prodotti). La principale differenza tra le due mappe è che il modello BOMBER sembra riuscire a separare meglio le differenze spaziali, rispetto ai prodotti C2R che sono invece molto più omogenei e con valori di deviazione standard molto più contenuti.

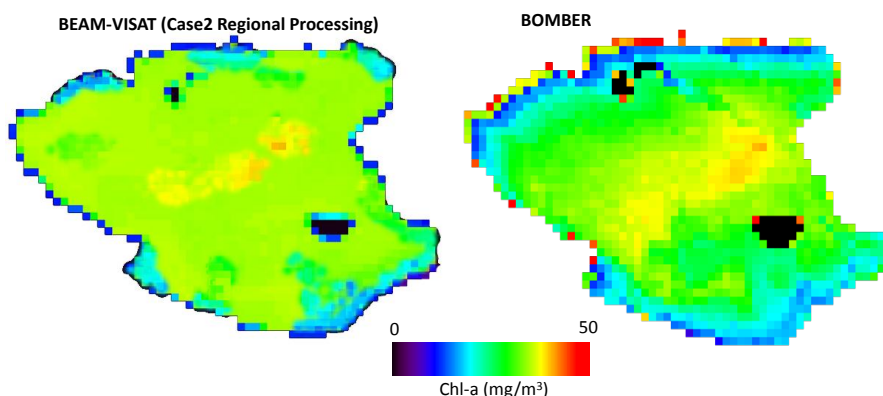


Fig. 60. Mappe di concentrazione di Chl-a del lago Trasimeno ottenute dall'immagine MERIS del 19 agosto 2011 con due differenti algoritmi.

Un altro confronto è stato effettuato sull'immagine iperspettrale aerotrasportata APEX acquisita il 21 Settembre 2011 sui laghi di Mantova. La parametrizzazione della modellistica bio-ottica è riportata in Figura 61 per quanto riguarda gli assorbimenti e in Figura 62 per il *back-scattering*.

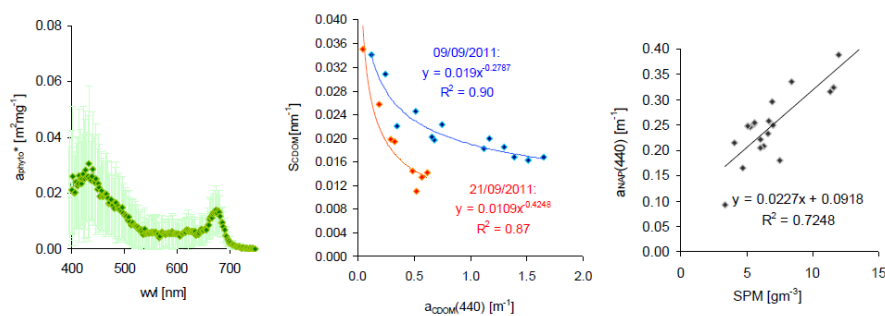


Fig. 61. Da sinistra a destra: spettri di assorbimento specifici del fitoplancton, relazione tra la slope del CDOM e la loro concentrazione e il rapporto tra SPM e l'assorbimento di particelle non algali a 440 nm.

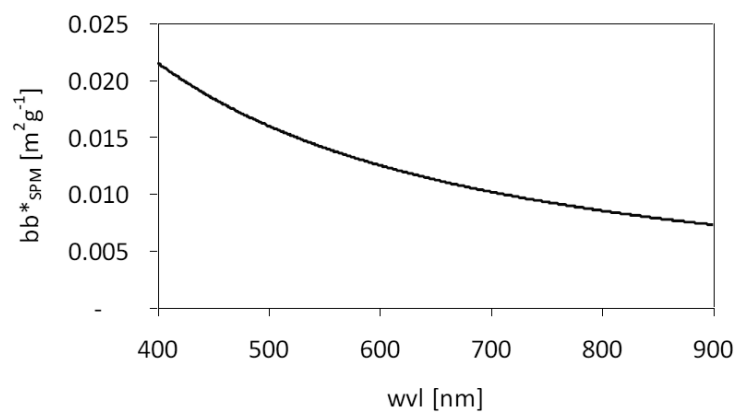


Fig. 62. Valori specifici di back-scattering.

In questo caso i risultati prodotti dal modello bio-ottico BOMBER sono stati confrontati con i risultati dell'applicazione dell'algoritmo semi-empirico Gitelson-2 bande (Eq. 15); le mappe di concentrazione di Chl-a sono riportate in Figura 63.

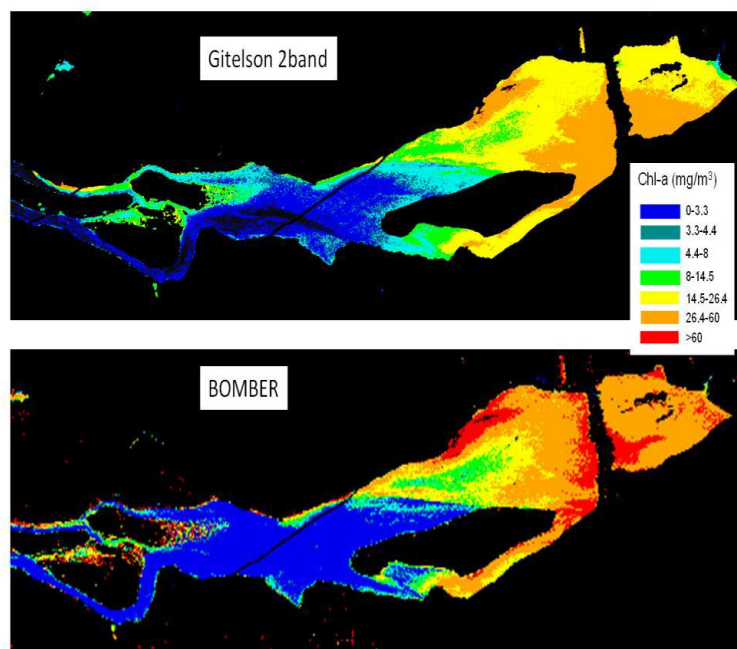


Fig. 63. Mappe di concentrazioni di Chl-a derivate dai dati APEX applicando sia il metodo semi-empirico sia la modellistica bio-ottico. La scala dei colori si basa sulla classificazione adottata dalla direttiva quadro sulle acque dei laghi poco profondi (<15 m) a circolazione d'acqua continua.

La validazione dei prodotti ottenuti, effettuata tramite misure in situ di concentrazione di Chl-a, è visibile in Figura 64. I grafici evidenziano come le stime ottenute dall'applicazione dell'algoritmo semi-empirico (sinistra) abbiano un'accuratezza significativamente maggiore e un minor errore quando confrontate con le misure in situ delle concentrazioni di Chl-a. La minore *performance* del modello bio-ottico potrebbe essere dovuta al fatto che i dati di *back-scattering* sono stati acquisiti solamente per due stazioni rendendo la parametrizzazione del modello più debole.

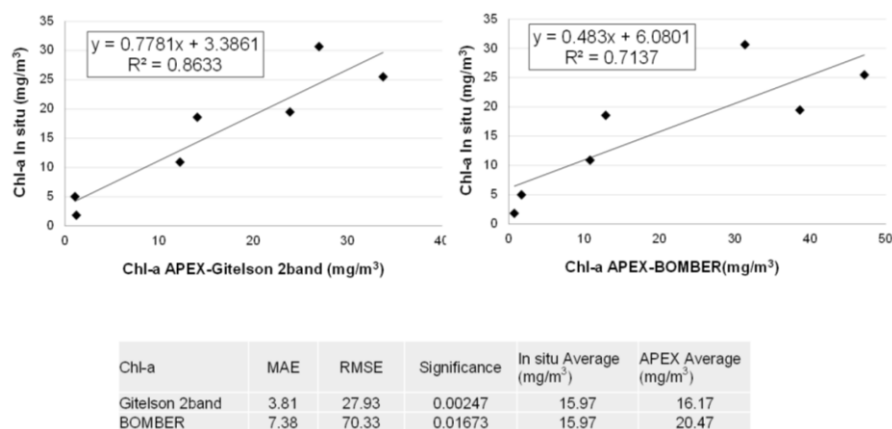


Fig. 64. Risultati della validazione delle stime di Chl-a da modello semi-empirico e bio-ottico effettuata confrontando i prodotti ottenuti dal dato APEX e i dati in situ.

Per il lago Maggiore l'analisi di 10 immagini MERIS per il periodo giugno-agosto 2011 ha permesso di valutare l'andamento della trasparenza, sintetizzato nel coefficiente di variazione di Figura 65, al fine di fornire un'analisi di tipo spaziale e temporale delle acque del lago, senza però discriminare il parametro che ha determinato la minore o maggiore trasparenza.

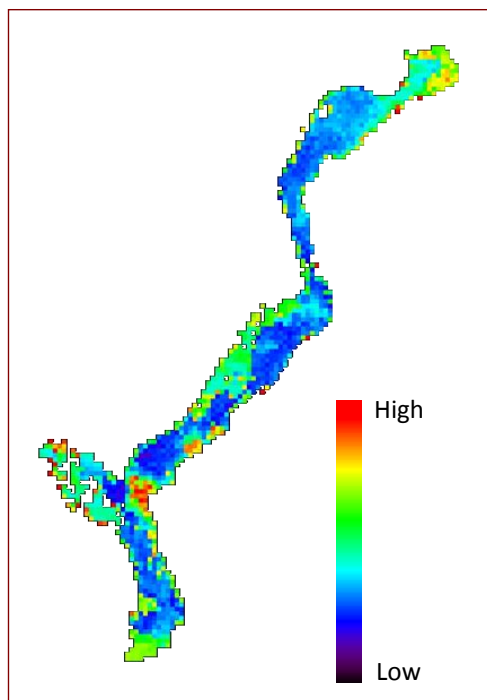


Fig. 65. Analisi multitemporale della variazione della trasparenza delle acque nel lago Maggiore ottenuta da immagini MERIS per il periodo giugno-agosto 2011. Nella mappa è riportato il coefficiente di variazione ottenuto dall'integrazione di 10 immagini, l'analisi ha evidenziato quali sono le zone in cui si sono verificate le maggiori variazioni spaziali nel periodo considerato.

Lo studio delle condizioni estive 2012 per il lago Maggiore l'analisi è stato effettuato applicando la modellistica bio-ottica BOMBER ha nove immagini MODIS corrette atmosfericamente. Per il giorno 8 agosto 2012, il confronto tra i dati in situ di Clorofilla-a (2.77 mg/m^3) e i valori ottenuti dall'applicazione del modello BOMBER alle immagini MODIS (2.98 mg/m^3) hanno evidenziato una sufficiente correlazione. In Figura 66 si riportano mappe rappresentative delle differenti mensilità considerate. In alcune zone delle immagini, si è evidenziata la presenza di effetti di adiacenza (effetto di riflessione delle zone costiere, in particolare la

vegetazione delle montagne che innalzano la riflettanza nella regione del rosso e infrarosso). Tutti i pixel affetti da questo disturbo sono stati mascherati e non considerati.

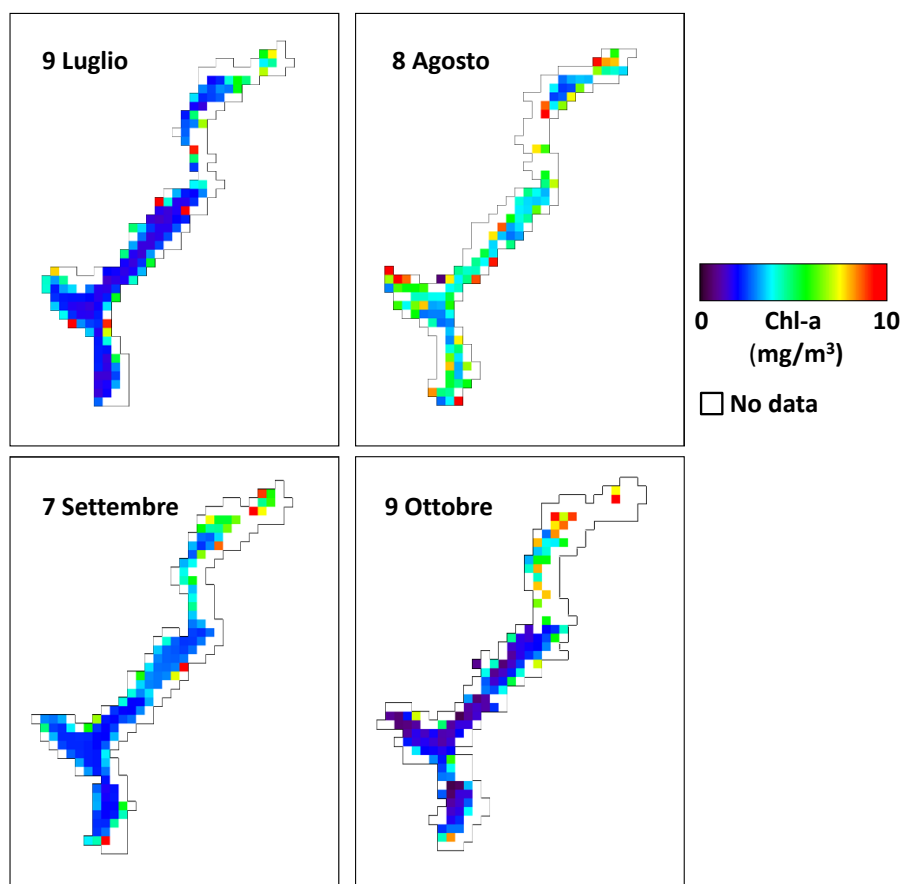


Fig. 66. Mappe di concentrazione di Chl-a ottenute con l'applicazione della modellistica bio-ottica alle immagini MODIS per l'estate 2012 nel lago Maggiore.

L'analisi ha evidenziato la mancanza di eventi intensi di fioriture di cianobatteri nello strato superficiale e ha evidenziato come la stazione di centro lago sia quella con valori medi di Chl-a minori (2.6 mg/m^3) rispetto

alle zone a nord del lago in cui si sono registrati i valori medi leggermente più elevati (media Chl-a = 3.4 mg/m³).

4.2.5 Sintesi dei risultati ottenuti

L'analisi delle caratteristiche spettrali delle acque in presenza di cianobatteri, sia da firme di campo sia da immagini telerilevate, ha permesso di valutare come i fenomeni di fioritura possano essere mappati e quantificati attraverso le tecniche di telerilevamento. I risultati presentati mettono però in evidenza come sia necessaria una regionalizzazione degli algoritmi (calibrazione sito-specifica) in funzione delle caratteristiche dei cianobatteri presenti negli ambienti considerati, dell'entità e tipologia del fenomeno di fioritura e delle diverse condizioni degli altri parametri otticamente attivi presenti nelle acque.

La concentrazione di Chl-a è uno dei proxy maggiormente utilizzati per la comprensione dello stato trofico delle acque e per il rilevamento della componente fitoplanctonica nelle acque; questo lavoro di dottorato ha confermato che la concentrazione di Chl-a è un ottimo indicatore della presenza e dei fenomeni di fioritura dei cianobatteri nelle acque, come nel caso della Laguna dei Curi. Questa condizione si realizza in situazioni di fioriture monospecifiche o paucispecifiche, in cui una o poche specie di cianobatteri condizionano tutta la parte fitoplanctonica e, come indicato nei paragrafi di simulazione e ricampionamento, le concentrazioni sono molto elevate. In questi casi, le concentrazioni di Chl-a e di ficocianine, sono molto correlate anche nell'arco della giornata.

Al contrario, quando si registrano situazioni di fioriture molto disomogenee, e cioè differenti componenti fitoplanctoniche si presentano contemporaneamente nelle acque, la clorofilla è un ottimo indicatore dello stato di qualità delle acque ma non può essere l'unico elemento utilizzabile

per individuare la presenza di cianobatteri; se queste condizioni occorrono, è indispensabile applicare algoritmi dedicati alla determinazione dei pigmenti secondari caratteristici dei cianobatteri e l'analisi della firma spettrale delle acque.

Le analisi effettuate e gli algoritmi testati e implementati hanno permesso di mappare e quantificare in modo esaustivo le condizioni della Laguna dei Curi, dei laghi di Mantova e Trasimeno e i fenomeni di fioritura autunnali verificatosi nel lago d'Idro. Tuttavia quando i fenomeni di fioritura non sono molto intensi, sono caratterizzati da differenti specie in modo molto eterogeneo (come verificatosi nel periodo del dottorato nel lago Maggiore) e tendono a non essere superficiali ma si distribuiscono a differenti profondità nella colonna d'acqua (come verificatosi nel periodo del dottorato lago di Garda), le tecniche di telerilevamento non sono completamente esaustive per lo studio delle fioriture da cianobatteri. Al fine di poter studiare i fenomeni in queste specifiche condizioni, sarebbe necessario avere a disposizione immagini iperspettrali con risoluzione spaziale molto elevata; ma, date le dimensioni di questi laghi, questo risulta poco operativo e attuabile in un contesto di monitoraggio multitemporale.

Per la situazione dei laghi subalpini, a oggi, i possibili risultati sono la stima della Chl-a dei primi metri della colonna d'acqua, un primo approccio d'analisi tramite la creazione di prodotti di trasparenza delle acque, la stima qualitativa della presenza/assenza di cianobatteri superficiali o la mappatura di piccoli eventi localizzati nel caso si disponga d'immagini iperspettrali ad alta risoluzione.

La tabella 10 riassume tutte le immagini utilizzate, differenziando le tipologie di sensore per le differenti aree di studio.

La tabella 11 riassume gli algoritmi utilizzati per la quantificazione dei differenti pigmenti fotosintetici dei cianobatteri.

Tabella 10. Elenco delle immagini utilizzate per i differenti casi di studio.

	MERIS	MODIS	Sensori Media Risoluzione (es. LANDSAT-TM)	Chris Proba	Iperspettrali aviotrasportati MIVIS-APEX
<u>Garda Maggiore</u>	~ 200	10	2	1	4
<u>Mantova</u>	1	/	2	3	2
<u>Trasimeno</u>	~ 150	/	2	3	1
<u>Curi</u>	~ 70	5	2	2	/
<u>Idro</u>	~ 50	/	2	/	1

Tabella 11. Elenco degli algoritmi e dei modelli bio-ottici utilizzati.

Parametro	Area di Studio	Algoritmo	Riferimento bibliografico
Ficocianina	Tutti i laghi e lagune	$I = (0.5 * (Rrs_{b6} + Rrs_{b5}) - Rrs_{b7})$	Ruiz-Verdù et al., 2008
		$I = (Rrs_{b7} / Rrs_{b6})$	Kutser et al., 2006
		$I = ((Rrs_{b8} - Rrs_{b7}) - (Rrs_{b9} - Rrs_{b7}) * ((681 - 665) / (709 - 665)))$	Wynne et al., 2010
Ficoeritrina	Idro	$I = (Rrs_{b6} / Rrs_{b5})$	Bresciani et al., 2011
SCUM	Curonia	$I = (Rrs_{b10} / Rrs_{b9})$	Bresciani et al., submit RSE
Chl-a (Dominanza Cianobatteri)	Curonia - Trasimeno	$I = Rrs_{maxb} - Rrs_{b7} - ((Rrs_{b14} - Rrs_{b7}) * (\lambda_{maxb} - 664) / (885 - 664))$	Matthews et al., 2012
Clorofilla-a	Tutti i laghi e lagune	Modellistica bio-ottica BOMBER	Giardino et al., 2012
		Case 2 Regional	Doerffer and Schiller, 2008
	Curonia	$I = 86.96 * (Rrs_{b9} / Rrs_{b7}) - 67.8$	Bresciani et al., 2012
	Mantova	$I = 54.65 * (Rrs_{b_{[maxR]}} / Rrs_{b_{[maxA]}}) - 52.47$	Bresciani et al., submit MF
	Curonia	$I = 69.81 * (Rrs_{b9} / Rrs_{b7}) - 47.38$	Giardino et al., 2010
Trasparenza	Maggiore	Case 2 Regional	Doerffer and Schiller, 2008

4.3 Analisi ecologiche

Tutti i dati ottenuti sono un punto fondamentale per comprendere le dinamiche degli eventi di fioritura dei cianobatteri: la loro integrazione con dati limnologici, biogeochimici e dati sulle condizioni meteo-climatiche permettono di comprendere maggiormente le ragioni e l'impatto che questi fenomeni hanno negli ecosistemi acquatici.

4.3.1 Laguna dei Curi

I primi risultati dell'utilizzo delle immagini satellitari per lo studio della Laguna dei Curi hanno evidenziato le condizioni eutrofiche della Laguna con un'elevata variabilità stagionale e spaziale. Nel mese di marzo 2009 le concentrazioni di Chl-a sono state contenute nei pressi del delta del fiume Nemunas, probabilmente a causa di un elevato trasporto di solidi sospesi che determina ridotti valori di trasparenza riducendo la crescita fitoplanctonica. Le analisi idro-chimiche hanno rivelato un bassissimo contenuto di nutrienti nell'acqua durante la fioritura di diatomee primaverile. Una situazione opposta è stata osservata nel mese di luglio 2009, con concentrazioni di Chl-a molto elevate anche in prossimità della città di Klaipeda (200000 abitanti) dove probabilmente gli scarichi puntuali provenienti da un impianto di depurazione determinano un aumento delle sostanze nutritive. L'analisi multitemporale (due immagini MERIS nei periodi estivi 2004-2009) ha ulteriormente confermato lo stato ipertrofico delle acque della laguna: i valori di Chl-a sono stati sempre superiori a 40 µg/l in ogni pixel delle immagini e si sono raggiunte concentrazioni di Chl-a superiori ai 400 µg/l. L'analisi temporale, visibile in Figura 67, ha evidenziato una leggera decrescita delle concentrazioni di Chl-a dal 2004 al 2007, in cui si sono

registrati i minimi, fino a una nuova esplosione del fenomeno nel 2008 che ha fatto registrare concentrazioni medie prossime ai 300 $\mu\text{g/l}$.

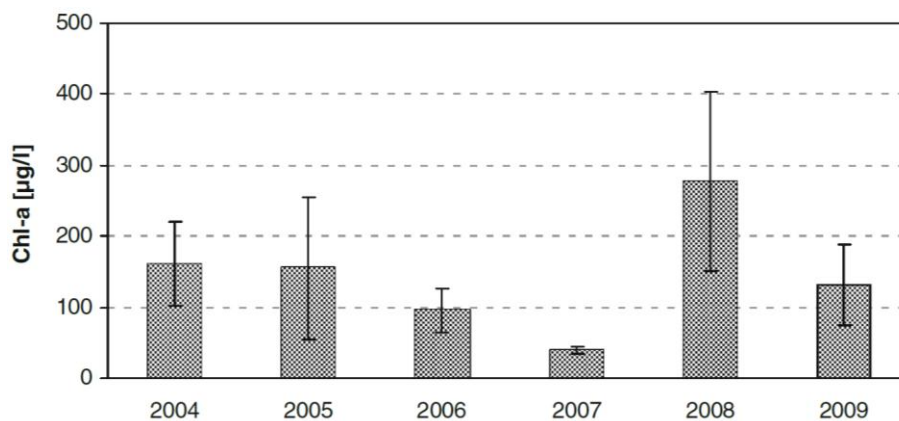


Fig. 67. Valori medi di Chl-a dell'intera laguna estratti da due immagini MERIS estive per ogni anno dal 2004 al 2009 (Bresciani et al., 2012a).

L'analisi spaziale, visibile in Figura 68, ha evidenziato una grande variabilità delle concentrazioni, con la zona a centro-sud caratterizzata dai valori maggiori e quella a nord con valori minori. Le concentrazioni di nutrienti sono probabilmente superiori nelle stazioni di fronte all'ingresso del fiume Nemunas, ma la torbidità legata al trasporto delle particelle probabilmente limita la penetrazione della luce e della produzione primaria in quei siti. La variabilità spaziale è probabilmente dovuta alle condizioni idrodinamiche della laguna.

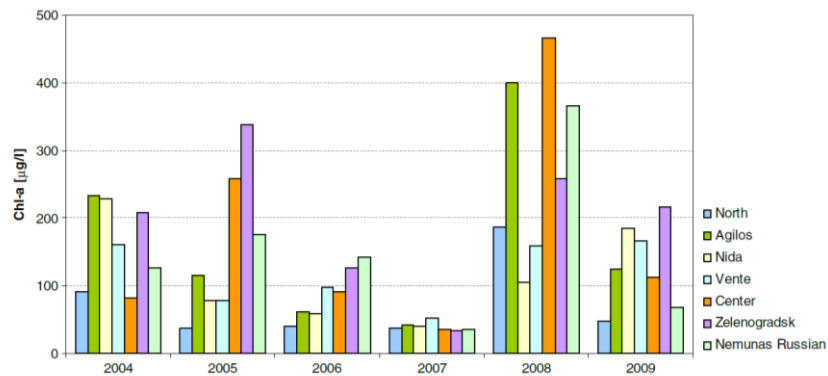


Fig. 68. Valori medi di Chl-a estratti in sette differenti stazioni (Bresciani et al., 2012a).

L'analisi annuale del 2011 ha evidenziato (Fig. 69) che il periodo compreso tra giugno e agosto è un periodo particolarmente critico per la laguna.

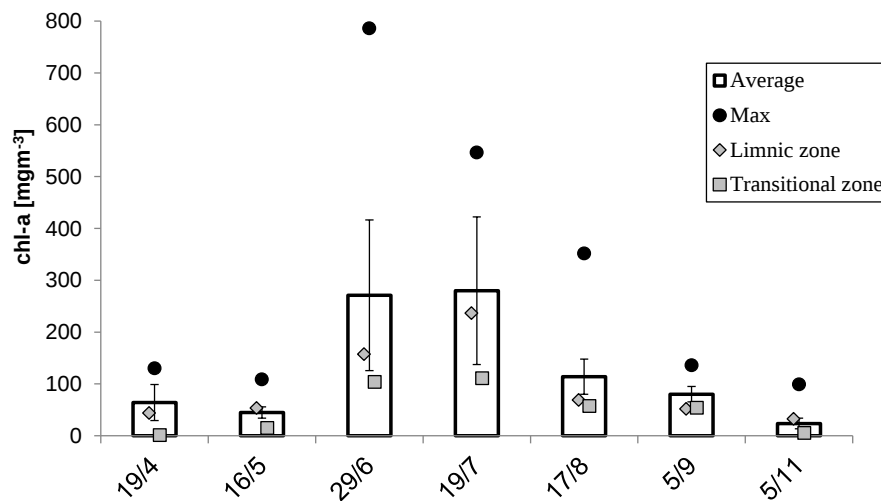


Fig. 69. Valori medi, massimi e deviazione standard della concentrazione di Chl-a calcolati dai dati MERIS per l'intera area della Laguna dei Curi. Sono riportati anche i valori medi delle stazioni di monitoraggio in situ (Zilius et al., in revisione).

Tra i principali motivi che possono condizionare questi estremi fenomeni, la temperatura e l'irradianza sono sicuramente dei fattori molto importanti. L'analisi dei prodotti MODIS di Land Surface Temperature (LST) per i periodi estivi degli anni analizzati, ha mostrato che le temperature superficiali dell'acqua sono mediamente comprese tra 20-22 °C tranne che nel 2007, anno con le minori concentrazioni medie di Chl-a, in cui la temperatura media superficiale dell'acqua era inferiore (17-18 °C). L'analisi del dato MODIS LST per l'anno 2011 ha evidenziato (Fig. 70) come i massimi di temperatura si siano verificati in concomitanza con i massimi di concentrazione di Chl-a (fine giugno e metà luglio).

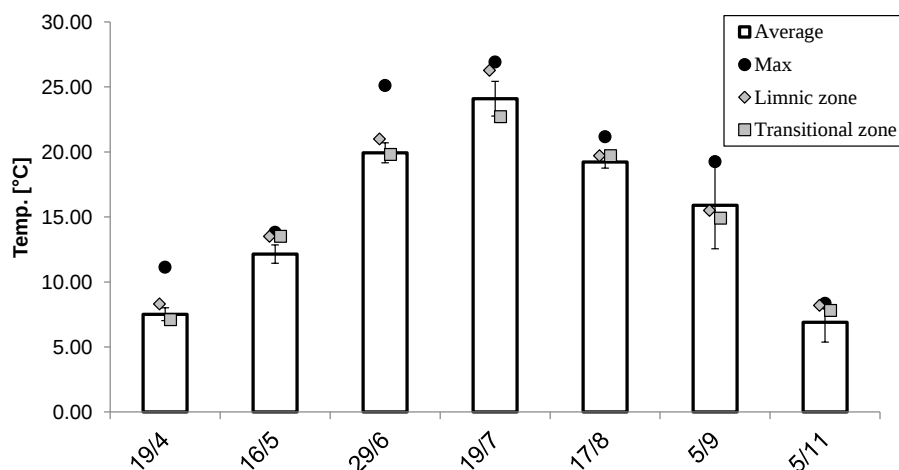


Fig. 70. Valori medi, massimi e deviazione standard della temperatura superficiale estratti dai dati MODIS per l'intera area della Laguna dei Curi. Sono riportati anche i valori medi delle stazioni di monitoraggio in situ (Zilius et al., in revisione).

Differenti lavori di letteratura indicano che, oltre alla temperatura, tra i fattori forzanti in questo sistema acquatico poco profondo, il vento, può giocare un ruolo chiave nel determinare la qualità delle acque e dei parametri otticamente attivi, ma anche sostenere la produzione primaria attraverso il riciclo dei nutrienti.

Il rapporto di banda identificativo dello scum è stato applicato a tutte le immagini a disposizione ed è stato possibile individuare sei date (Fig. 71) in cui si sono verificati gli scum (1 Agosto 2008, 5 Luglio 2010, 29 Giugno 2011 e 3 Agosto 2011).

Sono state create le ROI delle aree identificate come scum e i valori di concentrazione di Chl-a sono stati confrontati con i valori per tutta l'immagine e per i valori a cui sono stati tolti i valori delle zone identificate a scum.

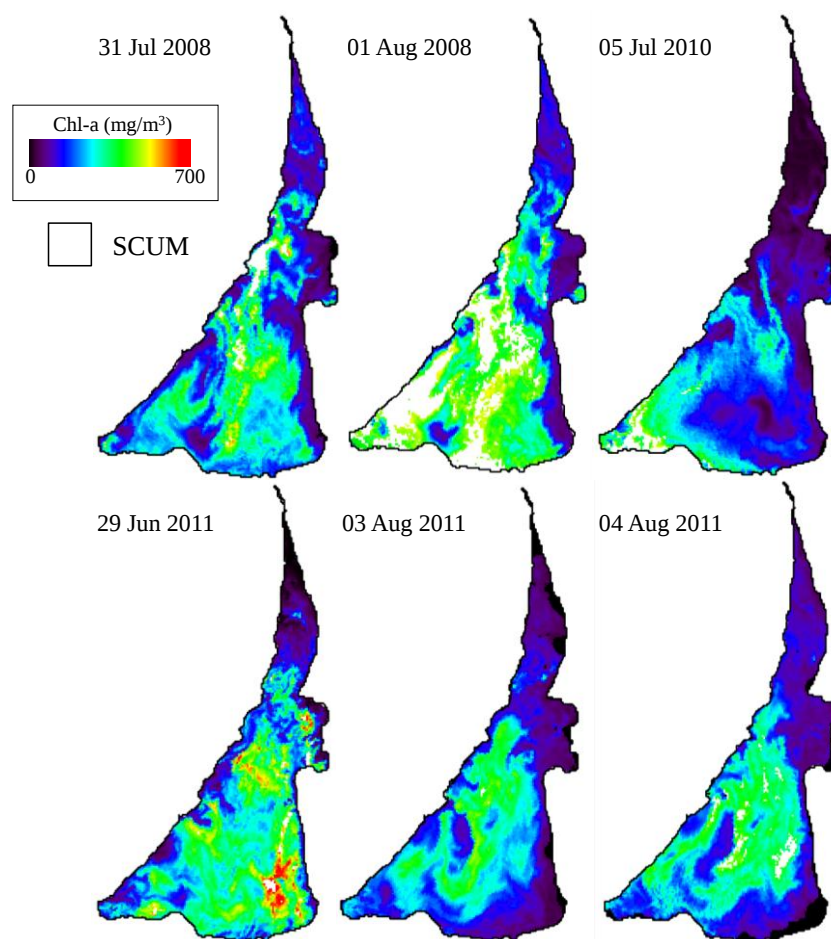


Fig. 71. In bianco le zone con scum identificate dal rapporto b10/b9 (Bresciani et al., in revisione RSE).

L'analisi dei pixel (Tab. 12) caratterizzati da valori del rapporto identificativo della presenza di scum b10/b9 ha evidenziato per tutte e quattro le immagini in cui sono stati trovati, che i massimi assoluti delle concentrazioni di Chl-a cadono in questi pixel, ma in alcuni di essi i valori sono inferiori rispetto ad altri pixel in cui non è presente lo scum. Questo, può essere indicativo che i tradizionali algoritmi di stima della concentrazione di Chl-a, come quello da noi utilizzato, non possono mappare le concentrazioni nello scum poiché probabilmente le alterazioni biochimiche in corso (sbiancamento) alterano la clorofilla dei cianobatteri. Poiché non è possibile avere valori attendibili di Concentrazioni di Chl-a misurati in situ in condizioni di scum (per i limiti strumentali e di campionamenti) la nostra applicazione è quella di indicare tutte le zone identificate a scum come over range e non attribuire un valore di Chl-a nelle mappe. Questo passaggio eviterebbe di assegnare ad alcuni pixel valori che potrebbero non essere veritieri e far perdere così informazioni sulla presenza di questi fenomeni a livello spaziale e temporale.

Tabella 12. Confronto tra i valori massimi di concentrazioni di Chl-a in tutta la laguna, nelle zone con scum e senza scum e confronto tra valori medi con e senza scum e valori minimi in presenza di scum, tra parentesi i valori di deviazione standard (Bresciani et al., in revisione RSE).

	Max Abs Chl-a	N.pixel SCUM	Max Chl-a SCUM	Average Chl-a without SCUM (st.dv)	Average Chl-a SCUM (st.dv)	Max Chl- a without SCUM	Min Chl-a SCUM
31/07/2008	662.1	295	662.1	224.5 (112)	520.5 (55)	581.0	410.0
01/08/2008	618.1	2619	618.1	276.8 (140)	520.0 (41)	535.9	411.2
05/07/2010	565.8	224	565.8	158.5 (101)	477.3 (44)	515.9	403.7
29/06/2011	785.9	127	785.9	266.5 (138)	618.2 (38)	683.2	458.6
03/08/2011	510.4	9	510.4	202.3 (110)	493.7 (11)	491.2	483.3
04/08/2011	504.2	338	504.2	218.5 (107)	434.7 (33)	481.1	368.1

Per l'anno 2008, in cui si sono verificate le condizioni estreme è stata effettuata un'analisi della presenza dei fenomeni di *scum* superficiale tramite l'applicazione dell'algoritmo di Eq. 13. I risultati di Figura 72 evidenziano la velocità della formazione e scomparsa degli *scum*; i dati di vento hanno confermato l'ipotesi che questo fattore possa influire in modo significativo sulla dinamica del fenomeno. Infatti, dal 30 luglio all'1 agosto il vento è stato molto contenuto (< 3 m/s) durante le intere giornate, mentre dall'1 al 3 Agosto si sono registrate forti raffiche di vento (> 10 m/s) che hanno rotto gli *scum* superficiali. Anche la temperatura superficiale ha registrato un andamento correlato con la formazione dello *scum*, infatti, l'1 agosto si sono raggiunti massimi superiori a 27°C mentre il 3 Agosto le temperature massime sono risultate di $\sim 23^{\circ}\text{C}$.

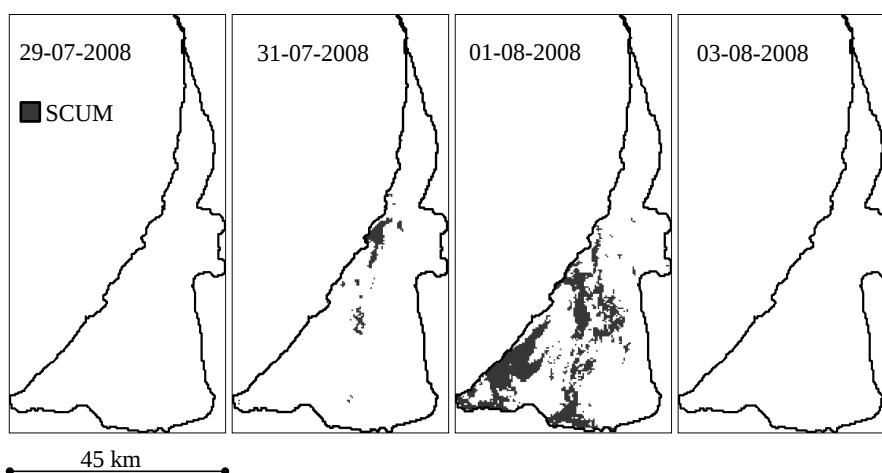


Fig. 72. Dinamica dei fenomeni di formazione di scum di cianobatteri dal 29 luglio al 3 Agosto 2008 nella Laguna dei Curi.

Questi fenomeni estremi sono ancora più devastanti se si pensa che l'1 Agosto 2008, la superficie acquatica interessata da *scum* è stata di 400 km^2 .

L'analisi spaziale di tutte le immagini in cui si è riscontrata la presenza di scum ha permesso di valutare quali siano le zone con una maggiore frequenza di questa tipologia di fenomeno (Fig. 73).

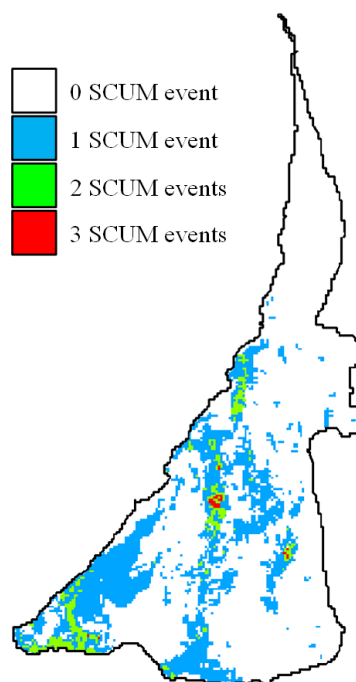


Fig. 73. Analisi spaziale della frequenza dei fenomeni di scum (Bresciani et al., in revisione RSE).

Dall'analisi dei campioni raccolti in situazioni simili nelle zone stagnanti portuali della Laguna nell'estate 2011 è emerso come le acque in queste condizioni siano completamente anossiche e determinino una produzione elevatissima di metano. Oltre a temperatura e vento che possono essere fattori scatenanti dei fenomeni di fioritura di cianobatteri, nelle acque della laguna risulta fondamentale conoscere le condizioni dei flussi dell'ossigeno e dei nutrienti nei sedimenti. Una prima analisi ha permesso di valutare le differenze tra le concentrazioni di nutrienti nelle acque e nei sedimenti nel periodo primaverile ed estivo (Tab. 13). La disponibilità di nutrienti

inorganici differisce notevolmente nelle due stagioni, principalmente il DIN (in particolare i nitrati) e la silice reattiva solubile, che è diminuita di un fattore da 3 a 10 e il fosforo reattivo solubile, che è risultato dimezzato dalla primavera all'estate. La stechiometria dei nutrienti è profondamente cambiata nei due periodi di campionamento.

Tabella 13. Misure in quattro differenti stazioni delle concentrazioni di nutrienti e relativi rapporti stechiometrici nei mesi di marzo e luglio.

		March 2009	July 2009
Water (bottom layer)			
NO_x- (μM)	<i>Arkliu R.</i>	86.5±1.3	3.1±0.6
	<i>Kairai</i>	87.0±0.9	4.5±0.3
	<i>Nida</i>	198.0±2.3	3.2±0.2
	<i>Vente</i>	126.0±1.7	4.8±0.4
NH₄⁺ (μM)	<i>Arkliu R.</i>	4.5±0.2	2.4±0.2
	<i>Kairai</i>	1.9±0.3	4.2±0.3
	<i>Nida</i>	2.0±0.1	3.9±0.2
	<i>Vente</i>	2.1±0.4	2.2±0.2
DIN (μM)	<i>Arkliu R.</i>	91.0±1.3	5.6±0.6
	<i>Kairai</i>	88.9±1.0	8.8±0.3
	<i>Nida</i>	200.0±2.3	7.2±0.2
	<i>Vente</i>	128.1±1.8	7.0±0.4
PO₄₃- (μM)	<i>Arkliu R.</i>	0.48±0.05	0.12±0.03
	<i>Kairai</i>	0.42±0.04	0.09±0.02
	<i>Nida</i>	1.10±0.02	0.52±0.06
	<i>Vente</i>	0.40±0.01	0.08±0.02
SiO₂ (μM)	<i>Arkliu R.</i>	105.3±2.3	13.4±1.9
	<i>Kairai</i>	50.5±3.5	7.5±1.0
	<i>Nida</i>	160.0±3.9	17.3±2.1
	<i>Vente</i>	86.2±2.1	12.0±1.4
Si:DIN:SRP	<i>Arkliu R.</i>	219:189:1	108:46:1
	<i>Kairai</i>	119:211:1	78:97:1
	<i>Nida</i>	145:181:1	33:14:1
	<i>Vente</i>	215:320:1	150:87:1
Sediments (0-2 cm)			
OM (%)	<i>Arkliu R.</i>	17.9±0.9	16.4±2.0
	<i>Kairai</i>	1.2±0.3	1.0±0.4
	<i>Nida</i>	19.3±1.03	15.8±0.2
	<i>Vente</i>	0.8±0.1	1.0±0.1
Chl a (μg g⁻¹)	<i>Arkliu R.</i>	122.6±7.9	116.7±59.9
	<i>Kairai</i>	10.4±0.8	8.4±0.4
	<i>Nida</i>	67.3±9.2	68.2±8.9
	<i>Vente</i>	12.3±1.6	16.8±2.7

Tabella 14. Misure dei flussi rilevati nelle carote di sedimenti in condizioni di luce e buio e relativi a un intero ciclo giornaliero per quattro differenti stazioni.

		March 2009			July 2009		
		<i>light</i>	<i>dark</i>	<i>daily</i>	<i>light</i>	<i>dark</i>	<i>daily</i>
N₂ fix	Arkliu R.	8.4±1.1	11.0±0.9	238.3±16.7	75.2±3.0	56.0±18.3	1650.4±154.4
	Kairai	5.7±1.6	4.5±2.1	119.7±34.2	67.2±2.1	59.1±11.9	1549.0±100.8
	Nida	5.1±1.2	2.8±.5	89.5±13.3	66.7±9.2	36.5±3.8	1360.3±150.3
	Vente	2.6±0.8	2.5±0.4	61.1±10.2	61.0±7.6	21.7±2.0	1150.3±122.9
Dw	Arkliu R.	31.6±3.1	48.7±4.6	998.1±72.3	3.8±0.4	7.0±1.2	116.0±10.8
	Kairai	1.7±0.5	6.0±1.3	100.8±18.8	1.9±0.5	5.9±0.5	76.9±9.0
	Nida	70.4±18.2	71.1±9.7	1699.0±227.0	4.2±0.8	16.1±4.1	195.8±35.0
	Vente	2.9±1.6	9.0±0.6	155.4±18.6	0.3±0.1	5.6±0.7	50.5±5.5
Dn	Arkliu R.	4.0±2.0	5.3±1.5	114.4±28.6	18.6±3.4	23.4±2.6	483.8±58.1
	Kairai	0.2±0.1	3.0±0.8	43.8±11.4	2.1±0.8	0.6±0.3	38.5±13.4
	Nida	23.2±15.0	4.3±4.2	291.8±161.7	54.2±3.3	43.1±5.0	1211.8±66.4
	Vente	0.9±0.6	10.6±1.0	157.3±15.6	13.6±2.5	11.2±1.2	307.9±41.4
Dtot	Arkliu R.	35.7±2.8	54.0±6.0	1112.5±89.0	22.3±3.4	30.3±2.0	599.9±56.7
	Kairai	1.9±0.5	9.0±2.0	144.6±27.7	4.0±0.8	6.5±0.8	115.4±15.1
	Nida	92.9±11.1	75.3±10.5	1983.5±184.5	58.3±3.0	59.3±2.9	1407.6±54.2
	Vente	3.9±1.6	19.6±0.8	312.7±18.9	14.0±2.6	16.8±1.7	358.4±43.3
N₂ flux	Arkliu R.				-44.4±8.2	-35.3±5.5	-991.4±138.7
	Kairai		not determined		-31.1±7.9	-5.8±1.1	-544.3±126.9
	Nida				2.0±2.0	-2.4±1.3	51.9±33.0
	Vente				-32.7±10.0	-40.6±5.1	-847.2±164.7

L'analisi in condizioni di luce e buio ha permesso di valutare come i flussi di NO_x^- , PO_4^{3-} e SiO_2 erano più grandi in marzo rispetto a luglio, e diretti verso il sedimento (Tab. 14). Per l'ammonio, i flussi erano invece superiori a luglio e diretti fuori dal sedimento tranne che nella stazione caratterizzata da fondali sabbiosi (Kairai), che risulta essere un *sink* di ammonio. I risultati evidenziano come il chimismo delle acque vari in relazione agli apporti dulcicoli del Nemunas River e dei processi a livello di bacino idrografico (dilavamento dei nitrati), dall'altro si vede come le comunità planctoniche rispondano a tali variazioni con fioriture di diatomee nel periodo post invernale quando i nutrienti sono bilanciati mentre presentino fioriture di cianobatteri nel periodo estivo quando sia l'azoto che la silice reattiva diminuiscono di un ordine di grandezza. Anche i processi sedimentari

mostrano un cambiamento radicale con la dominanza dei processi dissipativi dell'azoto (denitrificazione) nel periodo primaverile e la dominanza dell'azoto fissazione nel periodo estivo. La laguna è quindi un sink per l'azoto in primavera e un source di azoto per il Baltico in estate.

Nel 2011, due stazioni rappresentative sono state analizzate: una con substrato organico soffice, estremamente riducente, e una con substrato sabbioso, lievemente più ossidato. Sono stati fatti prelievi di carote intatte con frequenza mensile, nel periodo del disgelo, con intensificazione delle misure nel periodo estivo. Simultaneamente, sono state eseguite misure del metabolismo dell'ossigeno nella colonna d'acqua al fine di determinare i tassi di respirazione e produzione ed effettuare un bilancio di questo gas disciolto.

Per quanto riguarda i flussi dell'ossigeno (Fig. 74) la stazione più riducente ha tassi che raggiungono e, a volte superano, le $4 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$. In questa stessa stazione sono stati misurati tassi di rigenerazione del fosforo di circa $30 \text{ } \mu\text{mol P m}^{-2}\text{h}^{-1}$. Questo tasso di rigenerazione del fosforo è tra i più alti mai riportati in lagune costiere se non in coincidenza di eventi distrofici.

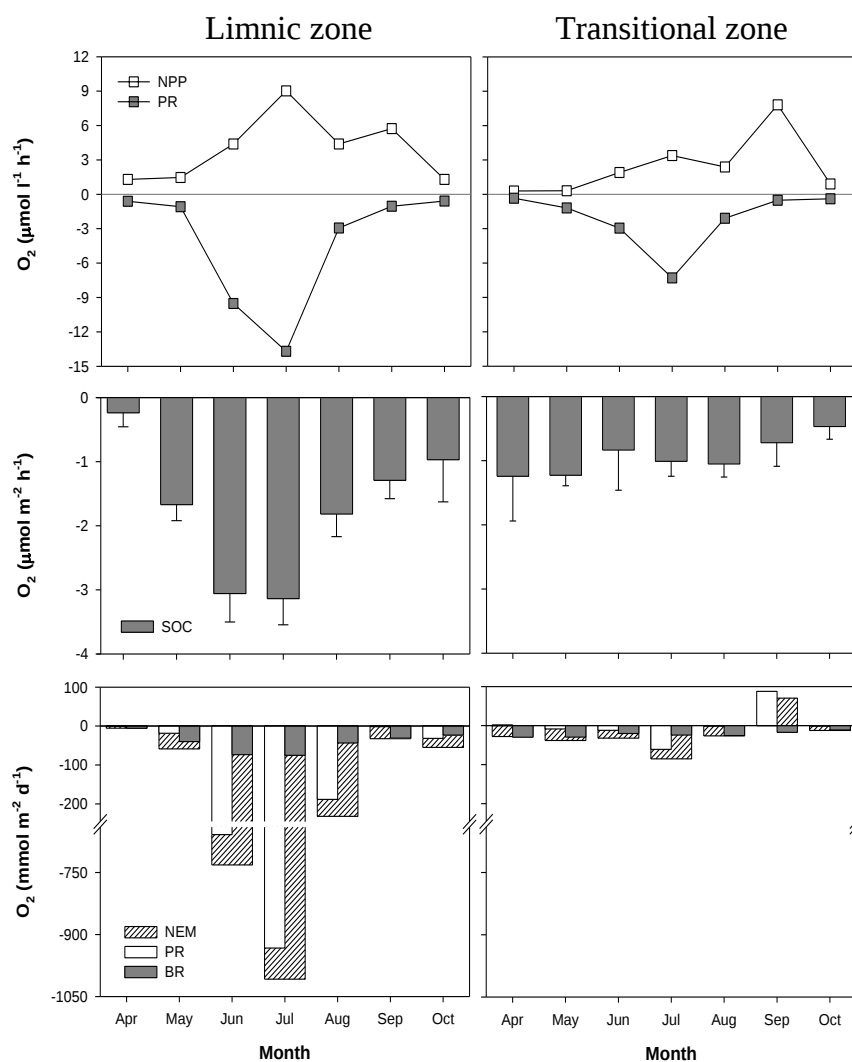


Fig. 74. Pattern stagionali di produzione primaria netta pelagica (NPP) e respirazione (PR), consumo di ossigeno dei sedimenti (SOT) e valori giornalieri di metabolismo netto ecosistemico (NEM), respirazione pelagica (PR) e respirazione bentica (BR) nella zona limnica e nella zona di transizione durante il 2011 (Zilius et al., in revisione).

I flussi di ammonio corrispondenti sono sempre stati inferiori a quelli stechiometricamente in equilibrio o teorici ($<600 \mu\text{mol N m}^{-2}\text{h}^{-1}$). Questo

indica uno sbilanciamento tra rilascio di N e P, sbilanciamento atteso in questa laguna (Fig. 75) dove le fioriture di organismi azoto fissatori sono una regola e non un'eccezione.

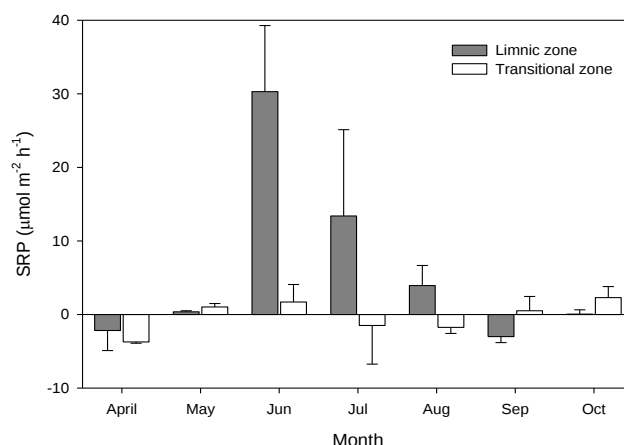


Fig. 75. Medie ($\pm$ dev.Std, $n = 5$) dei flussi bentonici di fosforo solubile reattivo (SRP) misurati nella stazione limnica (colonna grigia) e nella stazione di transizione (colonna bianca) durante il 2011 (Zilius et al., in revisione).

Le analisi dei processi pelagici indicano un evidente feedback positivo tra fioriture, respirazione elevata degli organismi in sospensione, anossia e distrofia a livello dei sedimenti. I risultati dell'analisi della ridondanza (RDA) hanno rivelato che otto variabili ambientali (Fig. 76) spiegano l'84% della variazione nel metabolismo dell'ossigeno pelagico e bentonico e delle concentrazioni di fosforo reattivo solubile nell'interfaccia sedimento-acqua. Il test di permutazione ha stabilito che la concentrazione di Chl-a nell'acqua ($F = 18.1$, $p = 0.005$) e la velocità del vento ($F = 3.1$, $p = 0.030$) sono i fattori più significativi nella descrizione della produzione primaria netta, della respirazione in colonna d'acqua e nei sedimenti, e nei processi di scambio di fosforo. Questo dimostra che l'evoluzione stagionale della fioritura di

fitoplancton (temperatura dell'acqua contro Chl-a; $R^2 = 0.91$, $p < 0.01$, $n = 14$) e il consumo dell'ossigeno sono altamente correlati nella laguna dei Curi.

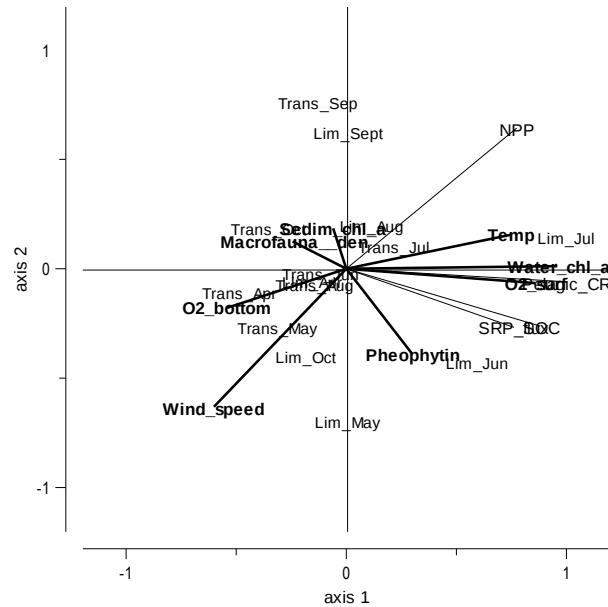


Fig. 76. Analisi della ridondanza (RDA); il grafico mostra le relazioni tra le quattro variabili di risposta (NPP - produzione primaria netta, CR - respirazione delle comunità pelagiche; SOC - consumo di ossigeno dei sedimenti; SRP_flux - flusso di fosforo solubile reattivo) e otto variabili esplicative (Water_chl_a - concentrazione di clorofilla-a in acqua; Temp - temperatura dell'acqua; O2_surf - concentrazione di ossigeno nelle acque superficiali; O2_bottom - concentrazione di ossigeno nelle acque di fondo; WIND_SPEED - velocità del vento nell'area di studio; Sedim_chl_a - concentrazione di Chl-a nello strato superficiale del sedimento; Feofitina - concentrazione di Feofitina nello strato superficiale del sedimento; Macrofauna_den - densità della macrofauna) (Zilius et al., in revisione).

I risultati evidenziano che sembra ci sia un effetto positivo tra la concentrazione di Chl-a nell'acqua e la respirazione delle comunità pelagiche ($R^2 = 0.91$, $p < 0.01$, $n = 14$), il consumo di ossigeno dei sedimenti ($R^2 = 0.56$, $p < 0.05$, $n = 14$) e il rilascio del fosforo reattivo solubile ($R^2 = 0.30$, $p < 0.05$, $n = 14$). Le concentrazioni di Chl-a nell'acqua sembrano

influenzare positivamente ($R^2 = 0.73$, $p < 0.001$, $n = 14$) la concentrazione di ossigeno in superficie e moderatamente la produzione primaria netta ($R^2 = 0.48$, $p < 0.01$, $n = 14$), mentre la velocità del vento è negativamente correlata ai tassi di produzione primaria netta ($R^2 = 0.64$, $p < 0.001$, $n = 14$). Questi risultati mostrano che: 1) il fitoplancton condiziona il processo respiratorio ecosistemico e bentonico in particolare con un feedback positivo sul rilascio di fosforo e 2) il vento incide sulla produzione primaria netta e sull'ossigenazione nell'acqua di fondo (Fig. 76).

Le caratteristiche ottiche delle acque della Laguna dei Curi, caratterizzata da un'elevatissima quantità di cianobatteri condizionano fortemente le zone del Mar Baltico che ricevono le acque dalla laguna. L'analisi dei prodotti ottenuti da immagini MERIS (esempio Fig. 77) ha evidenziato come le zone del Mar Baltico prossime all'emissione delle acque della Laguna dei Curi sono notevolmente differenti da tutte le altre aree del Mar Baltico. L'area di plume appare divisa in due rami principali, il primo ramo si estende fino a circa 20 km dalla linea di costa verso sud-ovest e un secondo ramo si estende a nord fino a circa 30 km dalla linea di costa.

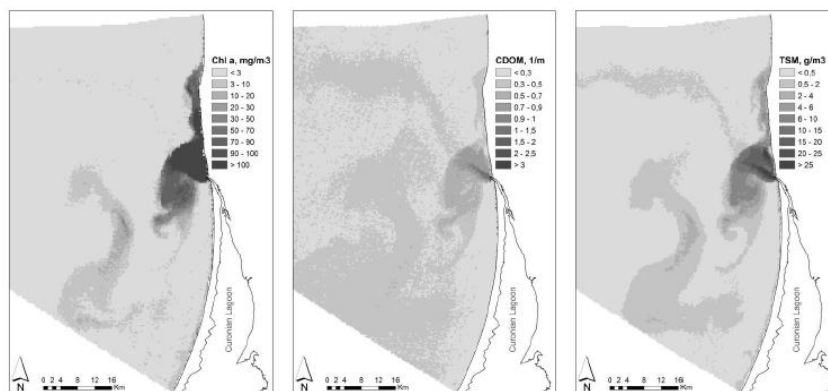


Fig. 77. Esempio di mappa di Chl-a ottenuta da immagine MERIS del 21 Luglio 2010, la mappa mostra il plume nelle acque del Mar Baltico dovuto alle acque della Laguna dei Curi (Vaičiute et al., 2012).

4.3.2 Lago Trasimeno

L'analisi degli andamenti delle concentrazioni di Chl-a nel lago Trasimeno evidenzia come questo fattore sia fortemente condizionato dai livelli delle acque. La Figura 78 mostra una correlazione negativa tra i valori Chl-a derivati da MERIS e i livelli dell'acqua; l'analisi di regressione tra i due parametri indica un valore del coefficiente di correlazione di Pearson pari a -0.48. Nonostante la bassa correlazione, l'applicazione del test di Fisher (p -value <0,01) ha indicato che la relazione tra le variabili è significativa. Questo si traduce in elevati rapporti tra volume delle acque e superficie del sedimento, si viene così ad avere maggiori concentrazioni in un volume minore di soluti rigenerati dai sedimenti. Una riduzione di livelli d'acqua può quindi contribuire ad aumentare il livello trofico del lago e questo sta rendendo sempre più difficile recuperare l'equilibrio ecologico e il buono stato ecologico come dettato dalla direttiva quadro sulle acque della Commissione Europea (WFD).

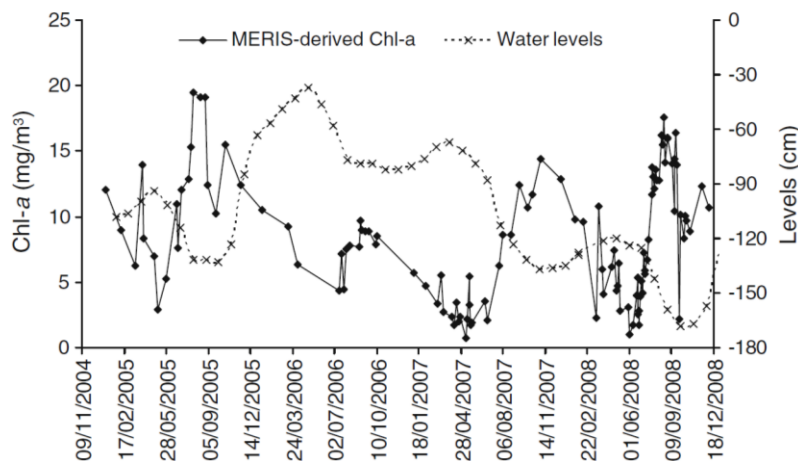


Fig. 78. Andamento dei valori stimati di Chl-a da MERIS e misure del livello delle acque nel lago Trasimeno ($r=-0,48$) (Giardino et al., 2010b).

Oltre al livello delle acque è stato valutato l'effetto della temperatura superficiale delle acque, ottenuta da dati MODIS LST, rispetto alle concentrazioni di Chl-a e alla presenza di cianobatteri. In Tabella 15 sono riassunte la percentuale annua di giorni con temperature superiori a 20 e 25 °C e le date in cui si sono verificati i massimi di Chl-a e LST. I picchi di concentrazione si sono misurati generalmente in agosto ad eccezione del 2007. Nel 2005 e 2008 si sono registrate le percentuali più elevate di giorni con temperature superiori ai 25 °C in accordo con i picchi massimi di Chl-a osservati in Figura 76 e con la massima attività biologica nei sedimenti.

Tabella 15. Percentuali annuali del numero di giorni con temperature superficiali delle acque (LST) superiori ai 20 e 25 °C e le date dei massimi di Chl-a e LST (Bresciani et al., 2011c).

	2005	2006	2007	2008
Numero giorni con LST>20°C (in %)	43	39	44	41
Numero giorni con LST>25°C	27	19	17	29
Giorno con valore massimo Chl-a	01-08	31-08	03-11	22-08
Giorno con valore massimo LST	29-07	21-07	19-07	16-08

Il confronto tra i valori di Chl-a e LST durante il periodo estivo (Fig. 79) evidenzia una correlazione positiva tra l'incremento estivo della temperatura delle acque e l'aumento delle concentrazioni di Chl-a. A livello statistico il coefficiente di correlazione è stato 0.7, 0.53, 0.51, rispettivamente per gli anni 2005, 2007 e 2008, e in tutti i casi statisticamente significativo.

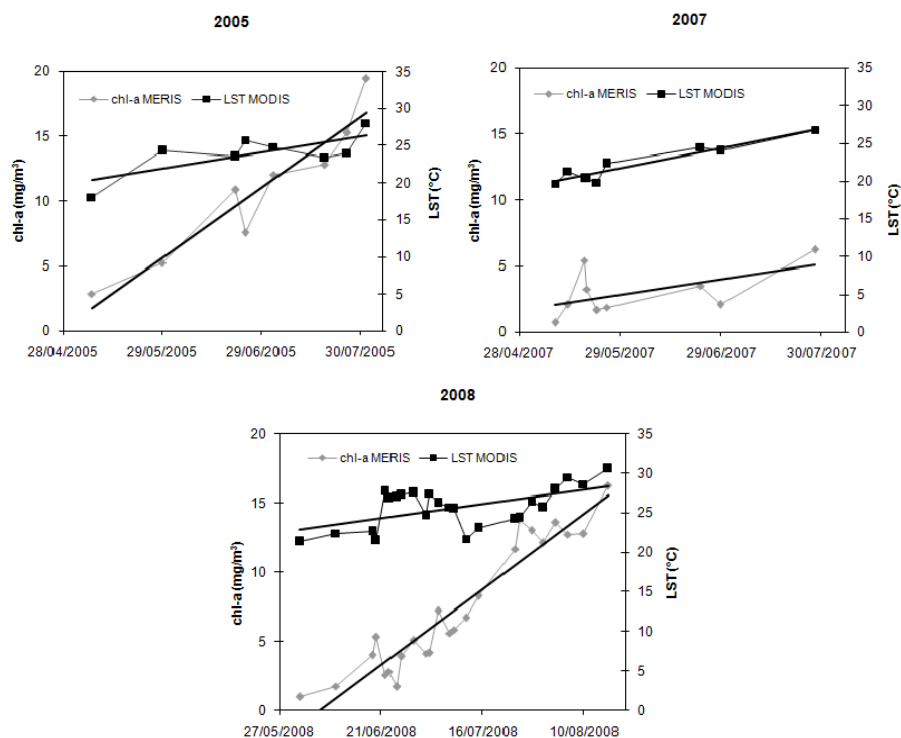


Fig. 79. Trend di valori di LST e concentrazioni di Chl-a misurati nel lago Trasimeno tra la fine della primavera e la metà dell'estate negli anni 2005, 2007 e 2008 (Bresciani et al., 2011c).

L'analisi dei fenomeni di fioritura di cianobatteri per il periodo 2004-2010 ha evidenziato come i massimi di cianobatteri si siano concentrati sempre tra la metà di Agosto e la fine del mese di Settembre (Fig. 80), con i massimi registrati nel 2008 e nelle zone costiere a nord del lago nel 2005, in accordo con le temperature maggiori registrate.

L'analisi delle condizioni del 2010 relativa alle dinamiche di comparsa, fioritura e declino dei cianobatteri nelle acque del lago ha confermato come le presenze di cianobatteri, estratte da immagini telerilevate siano maggiori a fine estate (Fig. 81), in accordo con le misure in situ.

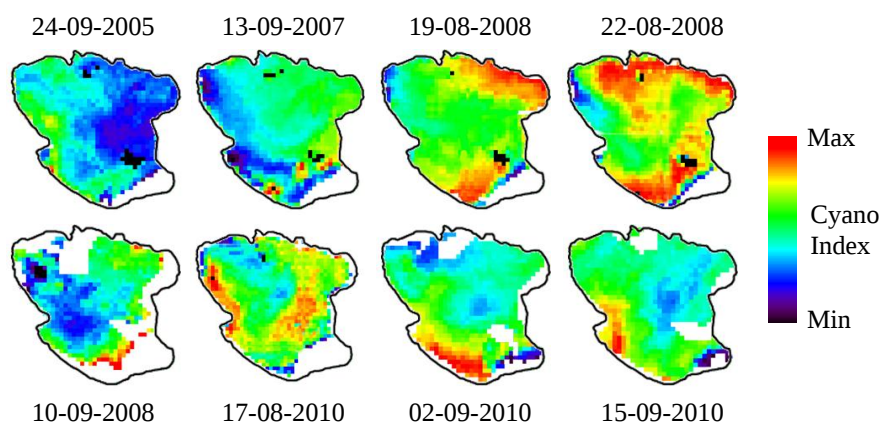


Fig. 80. Mappe di cianobatteri ottenute con l'applicazione dell'algoritmo di Matthews et al. (2012).

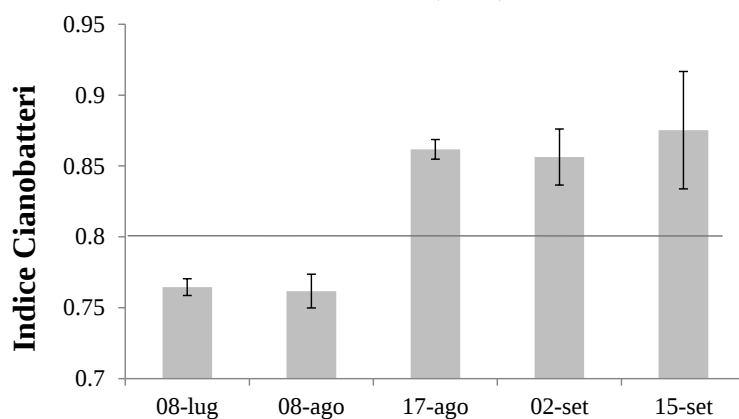


Fig. 81. Dinamica stagionale della presenza dei cianobatteri nel lago Trasimeno nel 2010.

L'analisi spaziale (Fig. 82) ha evidenziato che le condizioni medie sono abbastanza omogenee in tutto il lago, mentre i valori massimi sono inferiori nelle zone a sud in cui si trova un'elevatissima quantità di macrofite. Questo risultato evidenzia come la competizione per luce e nutrienti sia fondamentale nel condizionare i fenomeni di fioritura algale.

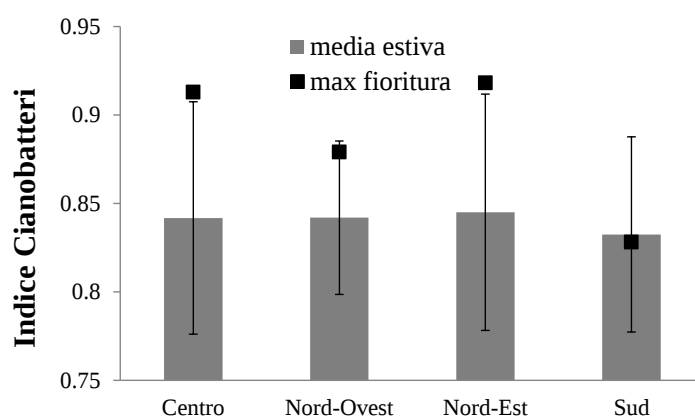


Fig. 82. Variabilità spaziale (media $\pm$ dev. Std.) e valori massimi dei cianobatteri in diverse aree del lago Trasimeno nel 2010.

Per il Lago Trasimeno altri parametri importanti nell'influenzare la dinamica delle fioriture sono le condizioni di vento e l'elevata presenza di TSM nelle acque; l'analisi della serie storica dei dati di vento (Tab. 16) ha evidenziato come nel lago ci siano sempre condizioni di vento molto elevate e questo fattore determina un continuo rimescolamento della colonna d'acqua evitando l'instaurarsi di fenomeni di *scum* ma determinando allo stesso tempo la ridotta trasparenza delle acque e la continua risospensione dei nutrienti accumulati nei sedimenti.

Solidi sospesi e vento giocano un ruolo opposto nelle possibilità di fioritura dei cianobatteri e al fine di capire l'effetto della sospensione è importante conoscere lo stato dei sedimenti, le concentrazioni di fosforo e la sua mobilità.

Tabella 16. Valori d'intensità del vento e valori di trasparenza delle acque ottenute da immagini MERIS.

	Velocità Vento 24 h MERIS (km/h)	Trasparenza (m)	% Variazione Vel. Vento 24 h MERIS	% Variazione z90
02- 05/04/2005	18.0 6.2	0.56 1.05	-192%	87%
21- 24/06/2005	13.3 9.4	1.25 1.65	-41%	32%
30/08- 02/09/2005	18.8 8.1	0.98 1.06	-131%	8%
14- 17/07/2006	10.7 13.3	2.31 1.23	24%	-87%
08- 11/10/2006	10.7 8.5	1.27 1.29	-27%	2%
30- 31/08/2006	14.0 9.4	1.19 1.19	-43%	0%
13- 16/03/2007	16.9 5.6	1.79 2.87	-202%	61%
23- 27/04/2007	7.0 14.1	4.06 3.68	103%	-11%
22- 25/05/2007	7.0 7.7	4.32 4.00	10%	-8%
06- 09/05/2008	13.0 6.8	1.63 3.68	-93%	125%
03- 05/07/2008	8.9 10.7	3.07 1.52	21%	-102%
12- 15/07/2008	6.2 9.2	1.98 1.40	48%	-42%

Come per la laguna dei Curi, sono state prelevate carote intatte di sedimento in due stazioni del lago nel mese di luglio 2011, con temperature delle acque intorno a 25°C. Sono riportati in Figura 83 per i due siti i tassi di respirazione bentonica di ossigeno e i flussi netti di azoto ammoniacale, silice reattiva disciolta e fosforo reattivo. Una prima considerazione riguarda l'elevata attività metabolica eterotrofa registrata dai dati in situ che indica sedimenti arricchiti di sostanza organica, con tassi simili nelle due stazioni

intorno a $2 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$. Nonostante gli alti i tassi, i valori della respirazione risultano la metà di quelli misurati nella laguna dei Curi.

I dati in situ hanno evidenziato, associata all'attività eterotrofa, una rigenerazione netta di N e Si, con tassi sostanzialmente paragonabili tra i siti e tra gli elementi, dell'ordine di $20\text{-}80 \text{ }\mu\text{mol m}^{-2}\text{h}^{-1}$. La rigenerazione dell'ammonio è stechiometricamente inferiore al tasso di ammonificazione atteso sulla base dei flussi dell'ossigeno. L'ammonificazione teorica è, infatti, circa 1/10 del flusso dell'ossigeno e quindi intorno a $200 \text{ }\mu\text{mol m}^{-2}\text{h}^{-1}$. Il gap può essere spiegato dalla presenza di processi che sequestrano l'azoto ammoniacale prodotto nei sedimenti (es. legami chimici con le argille) o lo trasformano (es. processi di nitrificazione). La rigenerazione di silice indica un precedente arricchimento di questo elemento nei sedimenti superficiali e quindi la fioritura primaverile di diatomee nella zona pelagica e la loro successiva sedimentazione.

Sorprendentemente, i flussi di ione ortofosfato sono stati tutti negativi, a indicare che il sedimento è in grado di sequestrare le quantità (minime) presenti nella colonna d'acqua. Le carote delle due stazioni sono state mantenute in condizioni d'ipossia per circa 21 ore e i flussi netti dei nutrienti in questo intervallo temporale non sono cambiati.

In definitiva i risultati di luglio ottenuti per il lago Trasimeno indicano che il sistema bentonico ha un'attività batterica elevata, tipica di un sistema arricchito di sostanza organica, ma che al contempo i processi nei sedimenti superficiali non evidenziano condizioni di particolare stress o l'esaurimento della capacità tampone. L'incubazione al buio, infatti, ha simulato il perdurare di condizioni critiche (oltre 20 ore) in termini di anossia ma questo non ha indotto variazioni significative nei processi, in particolare per quanto riguarda il rilascio fosforo reattivo. Questi risultati suggeriscono che la

scarsa profondità e l'azione del vento favoriscono la riossidazione costante dei sedimenti superficiali e prevengono crisi del sistema bentonico.

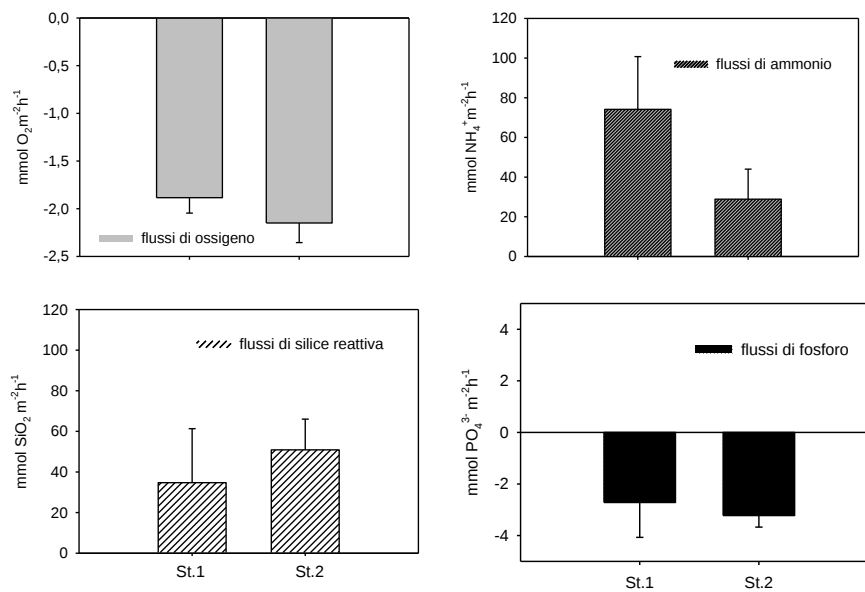


Fig. 83. Flussi netti di ossigeno e nutrienti in due stazioni del lago Trasimeno.

Un altro fattore da considerare è la diminuzione delle zone ecotonali a canneto osservata negli ultimi anni (Giardino et al., 2010; Bresciani et al., 2009). L'accumulo di materiale organico, la perdita di sistemi di filtrazione, l'alterazione delle catene alimentari a esso associato possono essere una concausa dei peggioramenti della qualità delle acque del lago Trasimeno. L'analisi dell'uso del suolo ha invece dimostrato come il bacino del lago non abbia subito sostanziali modifiche sebbene delle modifiche siano state riscontrate nelle pratiche agricole; una riduzione della frammentazione delle aree a uso agricolo è segno di omogeneizzazione colturale dovuta a un'agricoltura di quantità e una perdita di fasce riparie, che sono

fondamentali filtri degli apporti di nutrienti che arrivano a lago. L'effetto del condizionamento del cambiamento dell'uso del suolo e delle pratiche agricole può effettivamente essere un fattore di grande importanza nel capire i fenomeni di fioritura da cianobatteri.

Uno studio effettuato sul lago Chaohu in Cina (Mezzanotte et al., 2011) ha evidenziato come nelle città in cui c'è stato un sostanziale aumento della popolazione con aumento delle dimensioni della città (probabilmente senza un'adeguata rete fognaria) e un aumento degli impianti di acquacultura ci siano valori di fioriture di cianobatteri elevatissimi, rispetto ad altre zone del lago, con formazione di *scum* e impossibilità di utilizzo della risorsa acqua. I valori di stato di qualità delle acque sono stati estratti da immagini MERIS con l'applicazione di algoritmi appositamente implementati.

4.3.3 Laghi di Garda e Maggiore

Per quanto concerne il lago di Garda, la correlazione individuata tra le concentrazioni di Chl-a e la temperatura superficiale ha dato risultati completamente differenti rispetto a quelli registrati nel lago Trasimeno. La Tabella 17 e la Figura 84 evidenziano come non ci sia una correlazione tra temperatura superficiale e concentrazione di Chl-a.

Tabella 17. Percentuali annuali del numero di giorni con temperature superficiali delle acque lacustri (LST) superiori ai 20 e 25 °C e le date dei massimi di Chl-a e LST (Bresciani et al., 2011c).

	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Numero giorni con LST>20°C (in %)	33	27	30	30	32	32
Numero giorni con LST>25°C	2	1	3	4	1	0
Giorno con valore massimo Chl-a	01-04	17-03	20-12	07-04	13-02	23-09
Giorno con valore massimo LST	22-07	31-07	21-07	19-07	29-06	19-08

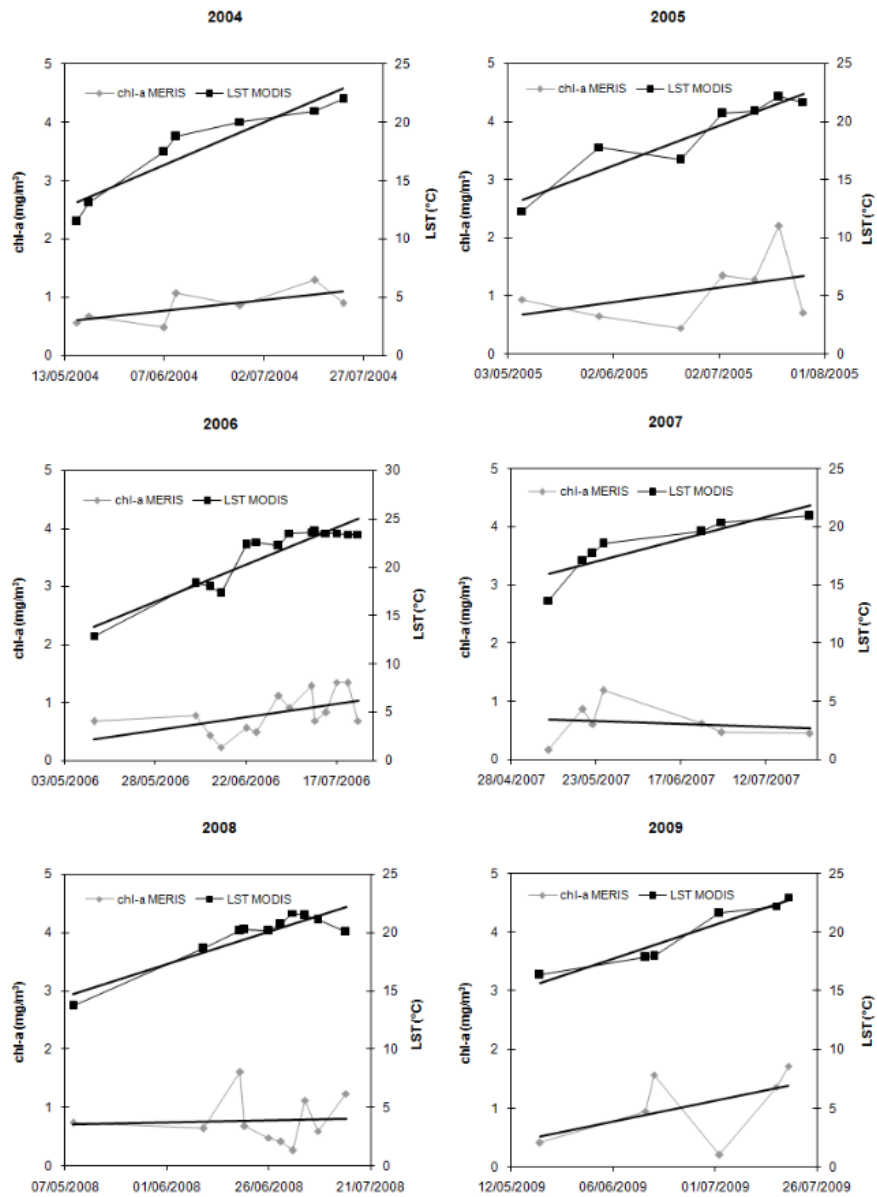


Fig. 84. Trend di valori di LST e concentrazioni di Chl-a misurati nel lago di Garda tra la fine della primavera e la metà dell'estate dal 2004 al 2009 (Bresciani et al., 2011c).

Come indica Salmaso (2005) le specie predominanti di cianobatteri presenti nel Garda si trovano a profondità molto elevate (20-40 metri) e risentono molto di più delle condizioni meteorologiche generali e non di singoli fattori. Salmaso (2012) indica come le circolazioni atmosferiche possono avere un notevole peso nell'influencare le concentrazioni di cianobatteri nelle acque. Discorso analogo può essere fatto per il lago Maggiore. In particolare per il lago Maggiore, nel periodo di tempo del dottorato, le concentrazioni di cianobatteri sono state molto contenute nonostante la grande variabilità delle condizioni ambientali verificatesi negli ultimi 3 anni.

Per il lago di Garda, negli anni tra il 2002 e 2005 si sono verificati numerosi eventi di fioritura di cianobatteri e in particolare il 2005 è risultato un anno particolarmente critico, con elevate concentrazioni di Chl-a nelle acque e differenti fenomeni di fioriture di cianobatteri.

Le tossine prodotte dai cianobatteri e la diminuzione di trasparenza delle acque, dovuta alla loro massiccia presenza, possono determinare un deterioramento nella qualità delle acque a discapito di altre componenti ecosistemiche come ad esempio le praterie di macrofite.

L'analisi della variazione areale di macrofite nelle acque di Sirmione ha evidenziato (Fig. 85) come si sia registrata una netta diminuzione di macrofite concomitante con il periodo delle maggiori fioriture di cianobatteri.

La correlazione tra le variazioni areali di macrofite e parametri chimici e fisici delle acque, ha evidenziato come il livello delle acque e la trasparenza delle acque siano stati fattori fondamentali nel determinare questa diminuzione (Bresciani et al., 2012c). In concomitanza con bassi livelli delle acque si sono registrati fenomeni di fioritura di cianobatteri con conseguente aumento della torbidità delle acque.

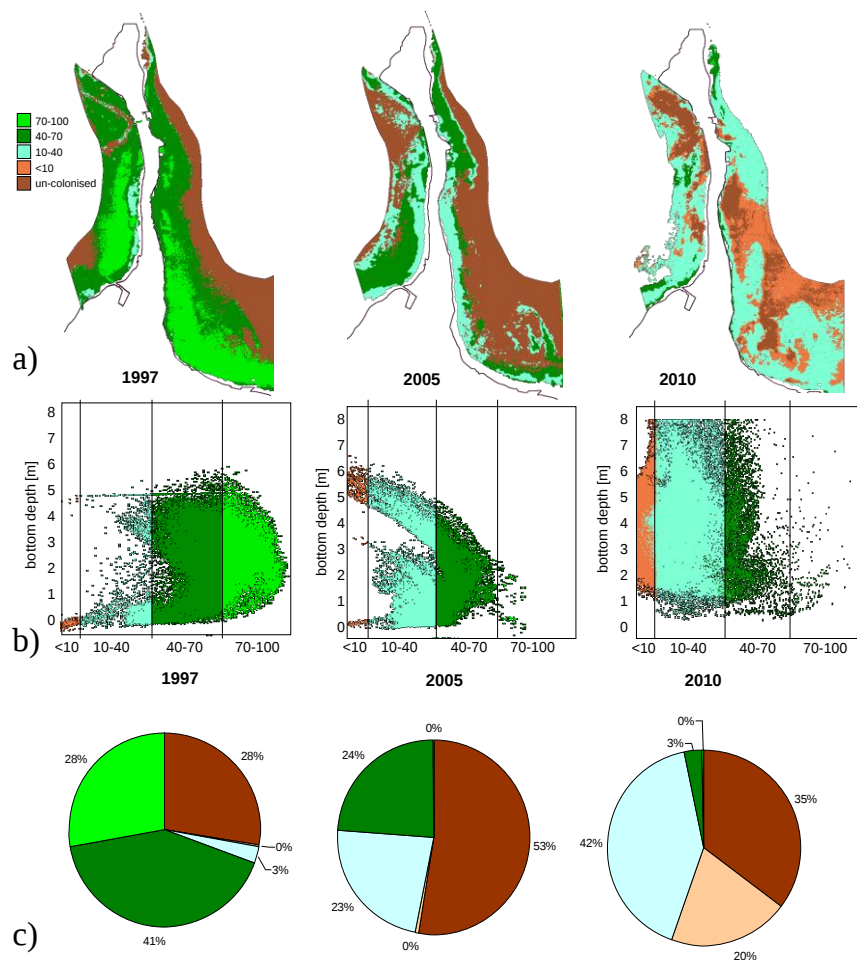


Fig. 85. a) Mappe di copertura del fondale di Sirmione nel 1997, 2005 e 2010 sulla base di cinque classi di copertura macrofitica in percentuale: non-colonizzato (cioè sabbia-ghiaie), sparse (0-10% di copertura), moderate (10-40 % di copertura), dense (40-70% di copertura) ed estese (> 70%); b) matrice di distribuzione dei valori di profondità del fondo rispetto alle classi di copertura di macrofite; c) distribuzioni delle classi di copertura del fondale derivati da MIVIS per le date studiate (Bresciani et al., 2012c).

4.3.4 Laghi di Mantova

L'analisi del fenomeno di fioritura del 2011 ha evidenziato la notevole disomogeneità a livello di specie verificatesi nei laghi di Mantova; rispetto alle condizioni del 2007 la composizione fitoplanctonica si è notevolmente differenziata. L'analisi delle dinamiche intra-giornaliere e mensili (Fig. 86) mostrano come i massimi di Chl-a si misurino nel pomeriggio tra le 15 e le 17.

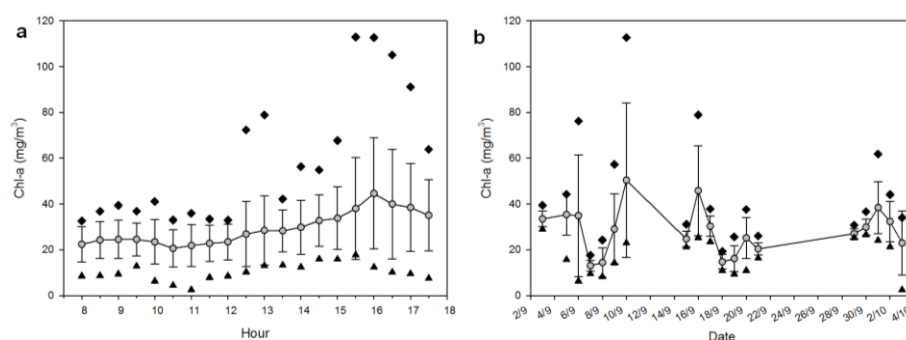


Fig. 86. A sinistra, media (cerchi), massimi (rombo), minimi (triangoli) e la deviazione standard (barre) dei valori di concentrazione Chl-a misurati come media su ± 5 minuti ogni 30 minuti. A destra, valori di concentrazione di Chl-a ottenuti dalla media dei valori del grafico di sinistra (Bresciani et al., in revisione MF).

Al fine di valutare l'influenza delle differenti variabili ambientali (irradianza, temperatura dell'aria e dell'acqua, radianza solare, portate fluviali) nei confronti delle concentrazioni di Chl-a misurate nel mese di settembre è stata effettuata un'analisi delle componenti principali (PCA).

La Figura 87 mostra come la Chl-a abbia una relazione positiva con la temperatura dell'aria, dell'acqua e la radiazione solare, negativa con il vento e nessuna correlazione con le portate del fiume Mincio.

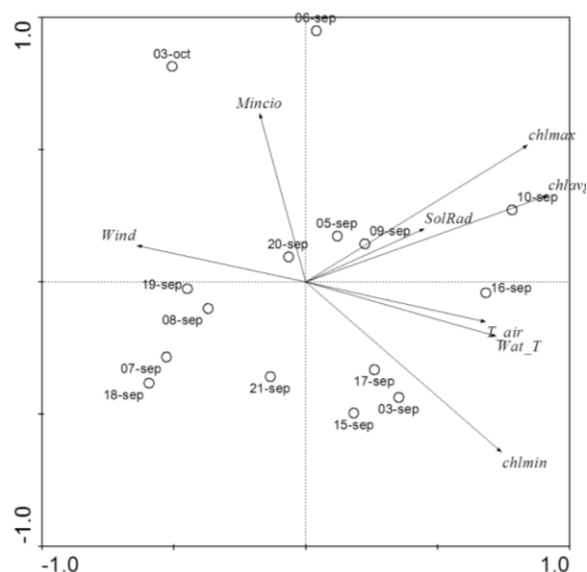


Fig. 87. Ordinamento ottenuto dalla PCA utilizzando le medie giornaliere. Punti = campioni; frecce = variabili. Codici delle variabili come segue: chlmax, chlavg, chlmin = Chl-a concentrazione massima, media e minima; T_{air} = temperatura dell'aria; Wat_T = temperatura dell'acqua; SolRad = radiazione solare; Mincio = fiume Mincio portate (Bresciani et al., in revisione MF).

A questo punto è stata fatta un'analisi delle serie temporali relative ai cicli giornalieri della clorofilla e delle variabili correlate, usando, per quanto riguarda luce, temperatura e vento, sia il dato registrato al momento della misura della clorofilla, sia i dati ottenuti a diversi intervalli di tempo prima della misura (30 min., 1 ora, 24 ore, 48 ore, a seconda dei parametri).

Il primo test è stato quello di individuare l'esistenza di cicli periodici regolari, utilizzando l'analisi spettrale. Per quanto riguarda la clorofilla, l'analisi spettrale ha evidenziato l'esistenza di 2 cicli, uno con un periodo di 24 ore, il secondo di 12 ore, risultato analogo è stato ottenuto per la temperatura dell'aria e dell'acqua. La radiazione solare presenta un ciclo principale a 12 ore, ma anche un ciclo secondario con una frequenza di circa 8 ore, mentre il vento mostra un ciclo principale con periodo di 160 ore circa

(una settimana), all'interno del quale è presente un ciclo più corto con periodo 30 ore circa, legato al regime delle brezze locali. L'analisi ha permesso di evidenziare come il ciclo circadiano della clorofilla sia sincronizzato con i cicli dei parametri meteorologici. Relazioni più dirette possono essere esplorate con l'analisi delle cross correlazioni. In quest'analisi, abbiamo scelto le variabili atmosferiche come variabili guida, quindi il time-lag positivo con r più elevato indica lo scarto temporale nella risposta della clorofilla. La *cross correlation* tra la clorofilla e la temperatura dell'aria e dell'acqua, evidenzia che, considerando i *time lags* di segno positivo (Fig. 88), si trovano due correlazioni significative positive: la prima con un ritardo da 0 a 2 ore, la seconda con un ritardo di circa 100 ore. La risposta conferma come a un aumento di temperatura corrisponde un aumento di clorofilla. La risposta a breve scala (1-2 ore) potrebbe essere legata alla risposta metabolica immediata, quella a scala maggiore (circa 5 giorni) può essere spiegata con l'aumento della densità delle popolazioni (i tempi di raddoppiamento sono dell'ordine 2-5 giorni).

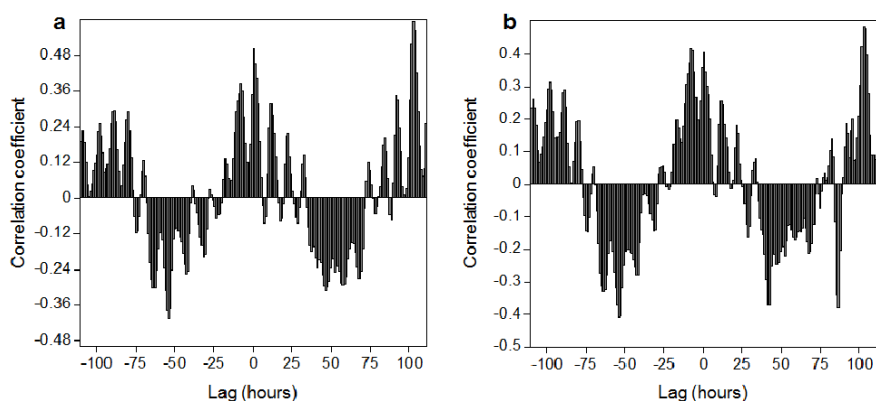


Fig. 88. A sinistra la Cross correlazione tra Chl-a e temperatura aria, a destra tra Chl-a e temperature acqua. Le due temperature si comportano allo stesso modo su scala giornaliera, ma una cross-correlazione $T_{\text{aria}}/T_{\text{acqua}}$ sembrerebbe indicare un ritardo di circa 5 giorni nella risposta della massa d'acqua al variare della temperatura atmosferica (Bresciani et al., in revisione MF).

Se i risultati ottenuti dall'applicazione della *cross correlation* tra Chl-a e temperature erano prevedibili, i risultati riguardanti la radiazione solare e al vento hanno invece fatto emergere risultati meno scontati e interessanti. Per la radiazione solare la *cross correlation* ha evidenziato l'aumento di clorofilla con un intervallo di tre ore rispetto all'aumento della radiazione luminosa (Fig. 89a). Subito dopo, troviamo una relazione negativa con un ritardo di 8-9 ore. Queste relazioni si possono spiegare, da un lato, con lo stimolo alla fotosintesi quando aumenta la radiazione, dall'altro con un possibile effetto di fotosaturazione o fotoinibizione dopo un'esposizione prolungata a radiazioni elevate. Per quanto riguarda il vento si è registrata una relazione di segno positivo a un intervallo di 48 ore, mentre con un ritardo di 8-9 ore abbiamo una diminuzione della clorofilla a seguito di un aumento del vento (Fig. 89b).

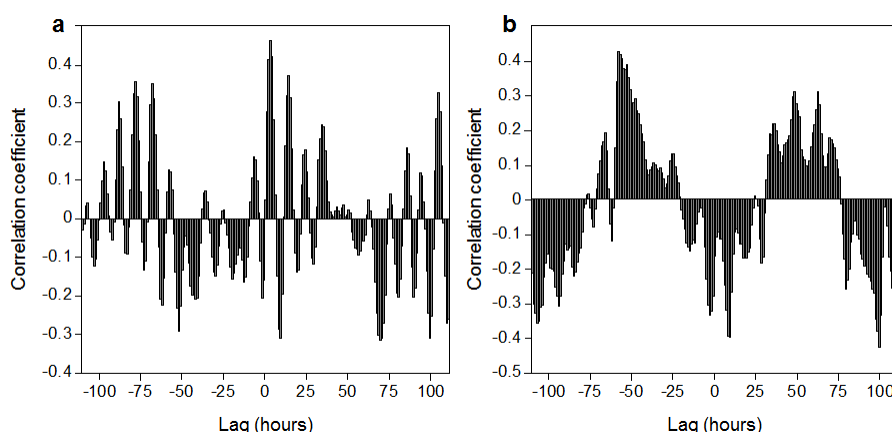


Fig. 89. Cross correlazione tra Chl-a e radiazione solare (a) e tra Chl-a e intensità del vento (b) (Bresciani et al., in revisione MF).

Quest'ultimo effetto spiega la relazione negativa messa in evidenza dalla PCA (Fig. 87). Il vento determina un cambiamento delle condizioni fisiche della colonna d'acqua che, a breve termine, danneggia le popolazioni algali (aumento della torbidità, trascinamento in zone troppo illuminate o poco

illuminate), ma che, a maggiore scala temporale, stimola la sintesi di biomassa, magari per una risospensione di nutrienti dal fondo.

L'analisi spaziale dei risultati ottenuti dalle immagini APEX del 21 settembre 2011 ha evidenziato come, sia per la concentrazione di Chl-a sia per le ficocianine, le quantità aumentino passando dal lago Superiore ai laghi di Mezzo e Inferiore (Fig. 90).

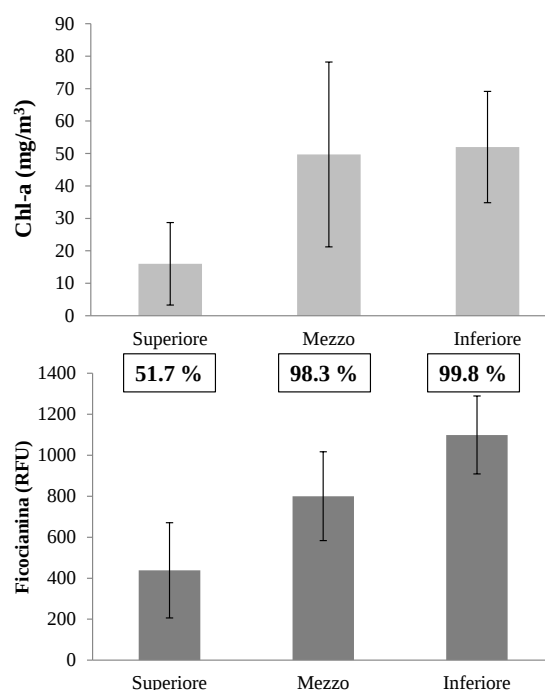


Fig. 90. Confronti tra le concentrazioni di Chl-a (sinistra) e ficocianina (destra) nei tre differenti laghi di Mantova. Nel grafico di destra viene inoltre riportata la percentuale di superficie d'acqua in cui erano presenti i cianobatteri con ficocianina.

Confrontando le zone con minor turbolenza delle acque e quelle con elevata turbolenza, in differenti zone fluviali del Mincio e dei laghi, si è evidenziato come questo parametro condizioni fortemente le concentrazioni di Chl-a e di ficocianina e quindi la possibilità di fenomeni di bloom e di crescita dei

cianobatteri, infatti, i grafici di Figura 91 mostrano chiaramente le differenze nelle concentrazioni tra le zone con ridotta turbolenza e le zone con elevata turbolenza.

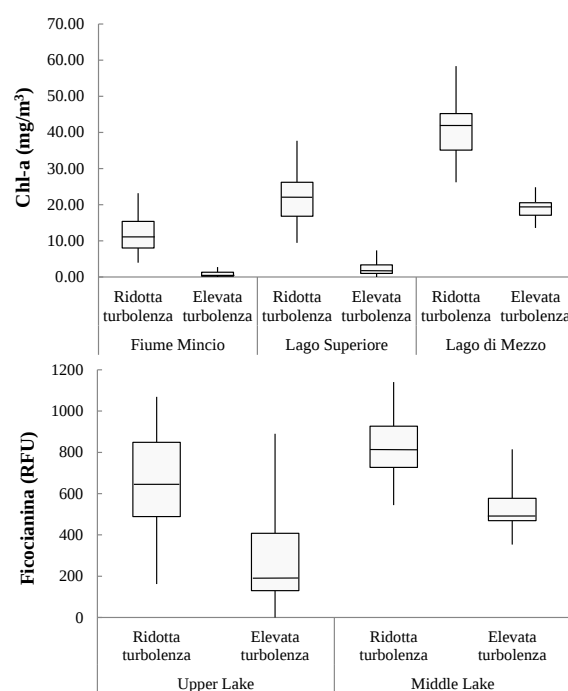


Fig. 91. Confronti tra le concentrazioni di Chl-a (sinistra) e ficocianina (destra) tra zone a ridotta turbolenza ed elevata turbolenza per differenti regioni d'interesse del fiume Mincio e dei laghi di Mantova.

Oltre ai parametri fino ad ora considerati, anche la relazione con le macrofite è un fattore molto importante per conoscere la possibilità di coesistenza tra questi differenti gruppi (fitoplancton-macrofite) e valutare come la presenza della vegetazione acquatica, con le sue caratteristiche, può limitare i fenomeni di bloom algale e di cianobatteri. L'analisi spaziale delle immagini MIVIS del 2007 e dell'immagine APEX del 2011 ha evidenziato come nelle zone dei laghi di Mantova ci sia una coesistenza di elevate concentrazioni di Chl-a e diverse forme di macrofite (*Ceratophyllum demersum*, *Trapa natans*,

Vallisneria spiralis e *Nelumbo nucifera*) ed elofite (*Phragmites australis*). D'altra parte, la presenza di ben strutturate associazioni di fanerogame (sia sommersa sia emergente), accoppiata ad acqua corrente, condiziona le concentrazioni di Chl-a e di cianobatteri che risultano, come visibile nei grafici di Figura 92, in quantità inferiori nelle zone più vicine alle macrofite rispetto a quelle più lontane (> 50 m).

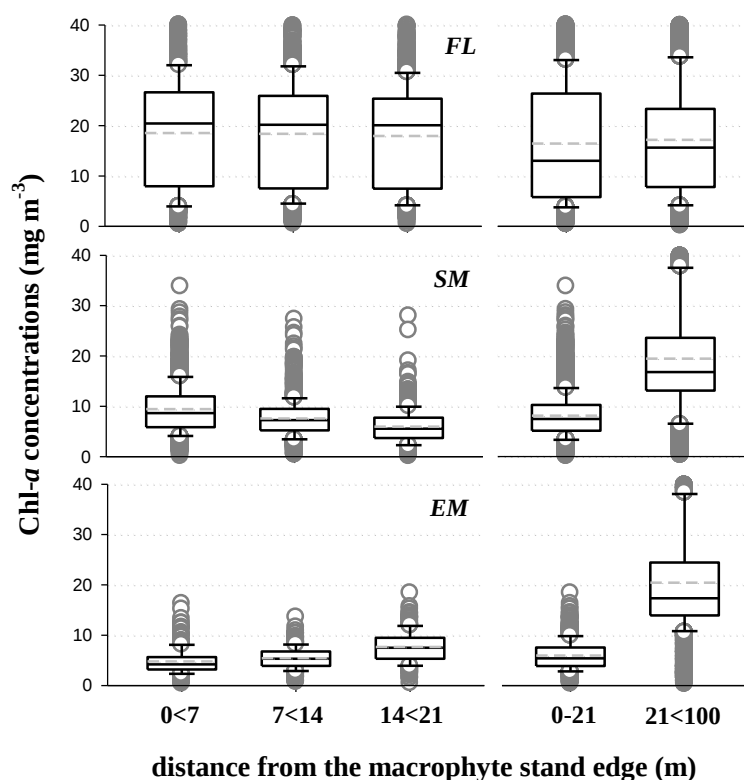


Fig. 92. Confronti tra buffer creati a differenti distanze tra diversi gruppi strutturali di macrofite (FL=macrofite flottanti libere, SM= macrofite sommerse, EM= macrofite emerse) (Bolpagni et al., in revisione).

Analogamente alla Laguna dei Curi e al Lago Trasimeno, carote intatte di sedimento sono state prelevate al centro dei laghi Superiore e di Mezzo con

frequenza mensile al fine di valutare i flussi netti di ossigeno e nutrienti. Nei grafici di Figura 93 si riportano i flussi medi misurati nel periodo estivo (giugno-settembre). I due bacini lacustri sono molto carichi di sostanza organica labile molto reattiva, sia di origine fitoplanctonica sia macrofita. I flussi di ossigeno superano quelli del lago Trasimeno di circa il 30% e riflettono uno stato trofico di questi sistemi tendente all'ipertrofia. A conferma di queste differenze i flussi di azoto ammoniacale riflettono esattamente quanto previsto dalla stechiometria dei processi di mineralizzazione, con valori prossimi al 10% dei flussi dell'ossigeno nei due siti. Questo indica condizioni di asfissia dei sedimenti superficiali e incapacità degli stessi di trattenere o ossidare l'ammonio prodotto. Altra differenza evidente rispetto al lago Trasimeno riguarda i flussi del fosforo reattivo, diretti dal sedimento all'acqua in entrambe le stazioni. Rispetto alla stechiometria N:P media del fitoplancton (16:1), il rapporto dei nutrienti rigenerati nei due laghi di Mantova è pari a circa 50:1 ad indicare una limitazione da fosforo e condizioni medie che non favoriscono le fioriture dei cianobatteri. È anche vero che i campionamenti hanno frequenza mensile e che quindi è possibile "perdere" un evento notturno di anossia spinta con efflussi maggiori di ione orto fosfato. In definitiva, è possibile sulla base di questi risultati evidenziare uno stato di maggiore compromissione dei sedimenti dei bacini mantovani analizzati rispetto a quelli del lago Trasimeno. È ipotizzabile che si possano instaurare condizioni che favoriscono il rilascio di P (e le fioriture di cianobatteri) in coincidenza di portate minime del fiume Mincio e di stratificazione termica delle masse d'acqua. I tassi di rigenerazione del fosforo sono stati sei volte inferiori rispetto a quelli misurati nella Laguna dei Curi.

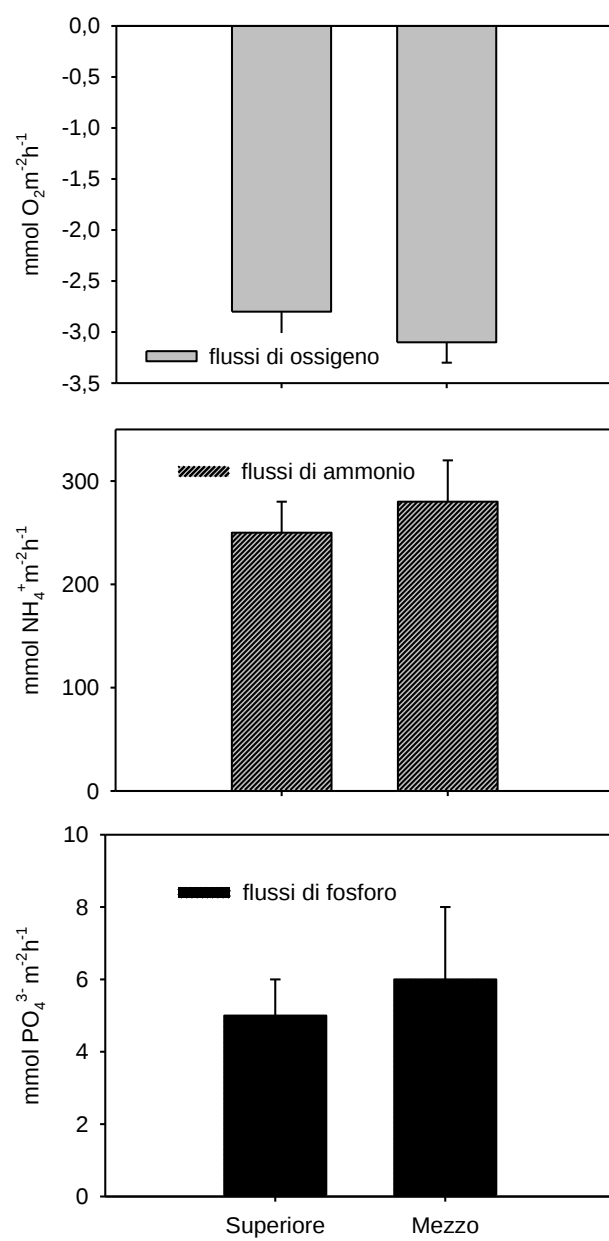


Fig. 93. Flussi netti di ossigeno e nutrienti nei laghi Superiore e Mezzo (laghi di Mantova).

4.3.5 Lago d'Idro

L'analisi statistica dei fattori ambientali che possono avere condizionato i fenomeni di fioritura dei cianobatteri nel lago d'Idro non ha permesso di distinguere differenze significative tra anni con presenza e assenza di bloom, con l'eccezione della temperatura misurata nei mesi di Ottobre (Tabelle 18 - 19).

Difatti, nei primi giorni del mese di Ottobre sono state registrate temperature più elevate durante gli anni con assenza di bloom (media, $14.8 \pm 2.2^{\circ}\text{C}$; range, $8.6\sim 18.0^{\circ}\text{C}$) rispetto agli anni in cui si sono verificati fenomeni di bloom (media, $12.1 \pm 2.7^{\circ}\text{C}$; range, $6.5\sim 16.3^{\circ}\text{C}$).

Tabella 18. Confronto tra gli anni con e senza bloom: la tabella riporta i valori medi ($\pm$ deviazione standard) dell'acqua (LL= livelli di fluttuazione del lago; IF= entrate e OF = uscite d'acqua da immissario ed emissario) e parametri meteorologici (TE= temperatura dell'aria, PE= precipitazioni, CC= tasso di copertura nuvolosa) considerando differenti periodi temporali d'analisi: (A-O) Agosto-Ottobre, (S-O) Settembre-Ottobre e (A) Agosto, (S) Settembre e (O) Ottobre, § = precipitazioni totali per periodo⁻¹; † = numeri di giorni senza nuvole per periodo⁻¹ (Bresciani et al., 2013).

		A-O	S-O	A	S	O					
LL	B	366.7 ± 1.5	366.6 ± 1.4	366.4 ± 1.6	366.5 ± 1.4	366.9 ± 1.2					
	NB	366.8 ± 1.4	366.6 ± 1.5	366.9 ± 1.2	366.6 ± 1.5	366.7 ± 1.5					
IF	B	23.0 ± 12.7	19.5 ± 10.0	21.7 ± 13.1	18.6 ± 9.6	21.9 ± 10.8					
	NB	19.2 ± 8.3	16.0 ± 7.9	22.0 ± 7.0	16.4 ± 8.5	14.6 ± 5.7					
OF	B	23.3 ± 10.1	17.5 ± 3.6	22.5 ± 10.8	16.9 ± 7.7	19.2 ± 9.5					
	NB	20.2 ± 6.8	15.8 ± 5.6	24.4 ± 4.5	15.9 ± 6.1	15.4 ± 3.8					
TE	B	16.8 ± 3.9	14.4 ± 2.9	19.8 ± 2.8	15.1 ± 2.6	12.1 ± 2.7					
	NB	17.6 ± 3.1	16.1 ± 2.6	19.6 ± 2.5	16.6 ± 2.6	14.8 ± 2.2					
PR	B	2.9 ± 9.5	795.4 [§]	3.5 ± 11.6	530 [§]	2.2 ± 5.2	265.4 [§]	3.5 ± 11.8	397.4 [§]	3.4 ± 11.1	132.6 [§]
	NB	4.0 ± 11.3	1384.6 [§]	3.1 ± 11.6	594.2 [§]	5.9 ± 10.8	790.4 [§]	3.3 ± 12.6	464.4 [§]	2.6 ± 8.3	129.8 [§]
CC	B	0.6 ± 0.4	64 (16) [†]	0.7 ± 0.4	29 (7) [†]	0.5 ± 0.4	35 (9) [†]	0.6 ± 0.4	23 (6) [†]	0.7 ± 0.4	6 (2) [†]
	NB	0.5 ± 0.4	93 (19) [†]	0.5 ± 0.4	51 (13) [†]	0.5 ± 0.4	42 (8) [†]	0.5 ± 0.4	41 (8) [†]	0.6 ± 0.4	10 (2) [†]

*Tabella 19. Risultati del test di Student per le acque (LL= livelli di fluttuazione del lago; IF= entrate e OF = uscite d'acqua da immissario ed emissario) e le condizioni meteorologiche (TE= temperatura dell'aria, PE= precipitazioni, CC= tasso di copertura nuvolosa) considerando differenti periodi temporali d'analisi: (A-O) Agosto-Ottobre, (S-O) Settembre-Ottobre e (A) Agosto, (S) Settembre e (O) Ottobre. Livello di significatività '***' = 0.001; '**' = 0.01; '*' = 0.05; '.' = 0.1; 'n.s.' = 1 (Bresciani et al., 2013).*

Investigation period	LL	IF	OF	TE	PR	CC
Three months	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
September – October	n.s.	n.s.	n.s.	.	n.s.	.
August	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
September	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	.
October	n.s.	n.s.	n.s.	**	n.s.	n.s.

Una simile tendenza, anche se non significativa, è stata osservata anche per le temperature del periodo Settembre-Ottobre, nel quale, durante gli anni con assenza di bloom, si sono registrate temperature medie più alte: media di $16.1 \pm 2.6^{\circ}\text{C}$ e range di $8.6\sim 22.3^{\circ}\text{C}$ contro media di $14.4 \pm 2.9^{\circ}\text{C}$ e range di $6.5\sim 21.9^{\circ}\text{C}$ durante gli anni con eventi di bloom. Allo stesso modo, sia in Settembre sia nel periodo settembre-ottobre degli anni interessati da fenomeni di bloom, è stato osservato un livello di copertura nuvolosa piuttosto rilevante, anche se non significativo, che corrisponde a una relativamente alta presenza di nuvole negli anni di bloom (13 e 8 giorni per i periodi Settembre-Ottobre e Ottobre rispettivamente) rispetto agli anni senza bloom (7 e 6 giorni per i periodi Settembre-Ottobre e Ottobre rispettivamente). Inoltre, nel periodo Settembre-Ottobre degli anni non interessati da fenomeni di bloom le precipitazioni totali hanno raggiunto i 1385 mm contro i 795 mm degli anni caratterizzati da bloom. Queste osservazioni indicano che nel lago di Idro la stabilità/instabilità dei parametri acquatici e climatici durante i due mesi precedenti il periodo di acquisizione

delle immagini (fine settembre-inizio ottobre) sembrano avere un effetto irrilevante sulla regolazione dell'inizio dei fenomeni di bloom fitoplanctonico. D'altra parte, i nostri dati hanno evidenziato un lieve effetto positivo della copertura nuvolosa nell'innesco e nel mantenimento di fenomeni di bloom di cianobatteri (durante i mesi di settembre e ottobre). Inoltre, i risultati presentati mostrano l'assenza di qualsiasi tipo d'interconnessione tra parametri acquatico/climatici e gli eventi di bloom durante il mese di agosto, suggerendo il coinvolgimento di meccanismi di controllo a breve termine nell'innesco di questi fenomeni.

I risultati sono concordi con l'ipotesi che acque fredde (correlate alle temperature dell'aria) e bassa radiazione solare (elevata presenza di nuvole) possono stimolare la migrazione dei cianobatteri verso la superficie dell'acqua e sostenere la loro crescita in presenza di un eccesso di nutrienti (D'Alelio & Salmaso 2011; Bonilla et al. 2012).

Come già osservato da Walsby et al. (2004) e da D'Alelio et al. (2011) grandi quantità di insolazione durante il giorno, riducono la capacità di galleggiabilità dei cianobatteri, determinando la loro permanenza a profondità elevate, mentre basse quantità d'irraggiamento favoriscono la loro migrazione verso gli strati più superficiali.

Se i dati hanno permesso di evidenziare che la copertura nuvolosa può giocare un ruolo importante per i fenomeni di fioritura del lago d'Idro, anche se le piogge del mese di agosto contribuiscono per circa la metà alle precipitazioni totali del periodo investigato, non è ancora appurato un legame diretto tra piogge e innesco/persistenza dei bloom di cianobatteri. L'apporto di nutrienti legato al dilavamento dei suoli nel bacino imbrifero può essere una sorgente importante di N e P per stimolare e sostenere le fioriture (George et al., 2004). Il fatto di non trovare delle correlazioni potrebbe essere spiegato da un ritardo con cui i nutrienti arrivano al lago in

funzione dell'idrologia del bacino oppure che gli apporti esterni di nutrienti possono essere considerati irrilevanti se confrontati con i carichi interni prodotti dalla proliferazione algale.

In realtà, la concentrazione di fosforo è un fattore chiave per la determinazione dello stato trofico dei laghi subalpini (Salmaso et al., 2012). In particolare, fenomeni di risospensione dal basso, generati dalla rottura della stratificazione termica delle acque, possono notevolmente cambiare il rapporto stechiometrico N: Si: P, rendendo possibili eventi di bloom algali.

Anche per il lago d'Idro sono stati compiuti prelievi e analisi delle carote intatte di sedimento per valutare i flussi netti d'ossigeno e di nutrienti.

I campionamenti sono stati fatti in una stazione di centro lago a una profondità di 115 metri con sedimento soffice ridotte (Stazione A) e una stazione a sud del lago nella zona di chiusura, a una profondità di 6 metri con sedimento soffice e ossidato. In Fig. 94 si riportano i flussi nei periodi Luglio 2010 e Gennaio 2011.

I flussi negativi dell'ossigeno, indicano un consumo da parte dei sedimenti e sono risultati maggiori nei sedimenti profondi. Nel punto di massima profondità un significativo flusso di azoto ammoniacale verso l'acqua è stato misurato sia nel periodo estivo sia in quello invernale. Nella stazione poco profonda (stazione B) i flussi dello ione ortofosfato sono risultati generalmente contenuti a indicare una discreta capacità di ritenzione di questo ione da parte dei sedimenti delle aree meno profonde del lago. I sedimenti del punto di massima profondità, in ragione delle condizioni molto riducenti, rigenerano costantemente fosforo all'acqua.

Nella stazione A, l'assenza di ossigeno determina un metabolismo interamente basato su processi di tipo anaerobico come la denitrificazione, la riduzione del manganese e del ferro, la solfato riduzione e la metanogenesi.

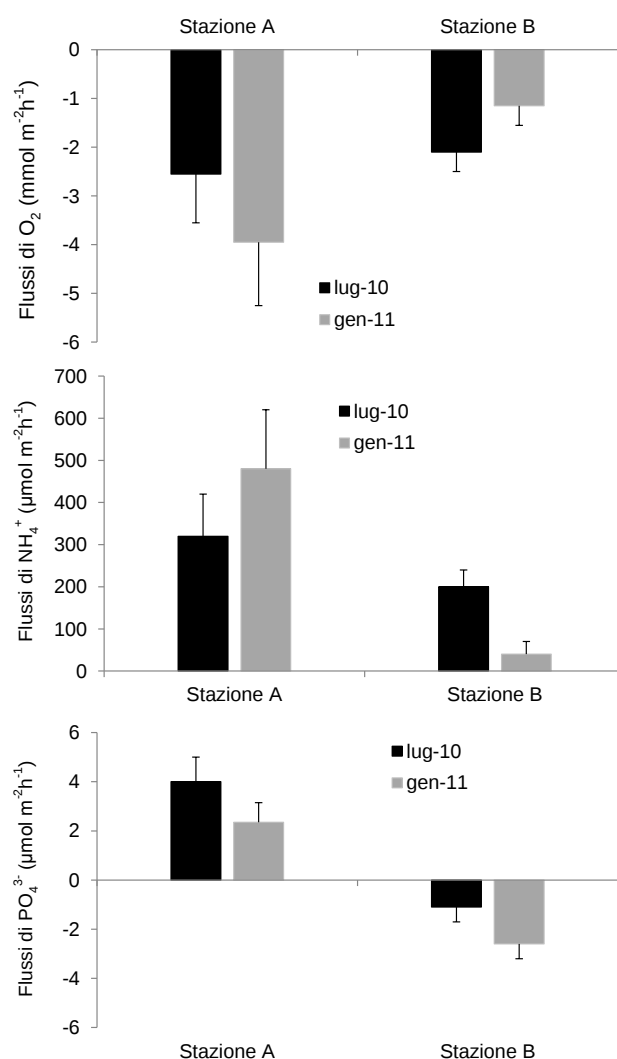


Fig. 94. Flussi netti di ossigeno e nutrienti in due stazioni del lago d'Idro (Stazione A profonda e Stazione B poco profonda).

4.3.6 Sintesi dei risultati

L'analisi tra i risultati ottenuti tramite le tecniche di telerilevamento e le misure limnologiche e biogeochimiche e i fattori ambientali, morfologici e meteorologici hanno permesso di sottolineare ulteriormente la grande variabilità e particolarità dei fenomeni di fioritura dei cianobatteri.

Gli eventi di fioritura presentano una grande variabilità in funzione delle condizioni dei differenti siti considerati, ma nonostante questo è emerso come si possano suddividere due grandi gruppi di eventi: quelli caratteristici degli ambienti poco profondi ricchi di nutrienti e quelli dei laghi molto profondi.

Il rapporto dimensionale tra il volume di sedimento e il volume d'acqua risulta un fattore chiave nell'intensità e nella frequenza degli eventi di fioritura da cianobatteri. Nella Laguna dei Curi, nel Lago Trasimeno e nei Laghi di Mantova la possibilità di un continuo rimescolamento delle acque con risospensione dei nutrienti dei sedimenti determina una continua possibilità dei fenomeni di bloom che diviene più o meno marcata in funzione delle condizioni ambientali. Tra i differenti fattori è emerso come la temperatura, la circolazione e il livello delle acque sono dei fattori di fondamentale importanza nel determinare l'inizio, la durata e l'intensità delle fioriture di cianobatteri. Nei laghi molto profondi e di grandi dimensioni, in cui i sedimenti hanno un ruolo molto minore nel condizionare la colonna d'acqua, sia per il rapporto dimensionale sia per il ridotto rimescolamento i fenomeni di bloom sono molto meno frequenti e intensi. I fenomeni di circolazione risultano, però di grande importanza anche per questi ambienti, la circolazione delle acque, infatti, determina fenomeni di bloom localizzati che evitano l'instaurarsi di possibili condizioni distrofiche che determinerebbero fenomeni molto più intensi. Tra queste dinamiche le macrofite e le reti ecologiche hanno un ruolo importante nei fenomeni di bloom. Nei laghi profondi fenomeni di moria delle macrofite nel periodo invernale determinano una facilitazione per i cianobatteri alla crescita, infatti, non hanno più competitori per la luce e i nutrienti e anzi possono avere una maggiore quantità di componente organica.

Per quanto concerne gli ecosistemi acquatici poco profondi, l'intensità e la durata degli eventi sono fortemente condizionati dai carichi d'input di origine fluviale; Laguna dei Curi e laghi di Mantova caratterizzati da forti input fluviali presentano dinamiche e fenomeni molto più intensi rispetto al lago Trasimeno che non presenta immissari di notevole entità ed è caratterizzato da una costante presenza di vento.

5 Conclusioni

Il quadro dei risultati ottenuti in questo lavoro di tesi ha confermato come le tecniche di telerilevamento risultano idonee per lo studio della qualità delle acque e, in particolare, per lo studio dei fenomeni di fioritura di cianobatteri. Le analisi spettrali hanno permesso di evidenziare le condizioni preferenziali che permettono l'utilizzo delle immagini satellitari e aviotrasportate per lo studio dei cianobatteri.

Sono stati confermati i vantaggi del telerilevamento, come la possibilità di una visione sinottica con la possibilità di condurre un'analisi spaziale dettagliata, la visione multitemporale (frequenti acquisizioni durante l'anno) con anche la possibilità di tornare indietro nel tempo e di recuperare informazioni altrimenti impossibili (dati acquisiti nel passato e archiviati).

Le analisi hanno evidenziato l'importanza di un corretto e adeguato pre-processing del dato telerilevato per la rimozione di tutti quegli effetti di disturbo che possono determinare una perdita di accuratezza dei risultati finali. Inoltre, le tecniche di telerilevamento richiedono un'importante operazione d'inter-calibrazione strumentale e calibrazione degli algoritmi e della modellistica bio-ottica che possono essere effettuati tramite misure in situ delle proprietà ottiche inerenti e apparenti delle acque associate a misure limnologiche e validazione dei risultati. È quindi di fondamentale importanza l'integrazione delle tecniche più recenti del telerilevamento con i tradizionali metodi di campionamento in situ e di misura in laboratorio. Le campagne di misura e le analisi di laboratorio hanno, infatti, costituito una parte significativa del lavoro di tesi. L'elevato numero di dati raccolti in situ ha permesso di implementare algoritmi sufficientemente robusti per lo studio della Laguna dei Curi, dei laghi di Mantova e Trasimeno. L'elevato numero

di dati (immagini e campagne in situ) ha permesso inoltre di validare i prodotti per i laghi subalpini.

Gli algoritmi implementati sono risultati efficaci per i tre laghi più eutrofici, caratterizzati da elevate quantità di cianobatteri. In questi ambienti è stato possibile discriminare le fioriture dei cianobatteri sia utilizzando come parametro la concentrazione di Chl-a sia i pigmenti secondari specifici come ficocianina e ficoeritrina (nel caso di elevate concentrazioni di cianobatteri nelle acque). La mappatura in funzione dei pigmenti secondari non richiede approcci di tipo diverso rispetto alla mappatura della clorofilla, ma necessita d'immagini accurate a livello radiometrico.

I risultati ottenuti hanno permesso di confermare l'estrema variabilità delle caratteristiche dei cianobatteri, sia in funzione della tipologia di pigmenti presenti che li compongono, sia per la capacità di utilizzo della luce, la capacità di sfruttare le condizioni meteorologiche e i nutrienti presenti nei differenti casi di studio.

Per i laghi subalpini, invece, l'implementazione di un'adeguata modellistica bio-ottica è risultata fondamentale per studiare la presenza di cianobatteri i cui segnali sono molto mascherati a causa della profondità in cui si trovano nella colonna d'acqua. In caso di fioriture superficiali, gli algoritmi implementati e le conoscenze acquisite potranno in futuro permettere la mappatura di questi fenomeni anche nei laghi subalpini molto profondi e in condizioni oligo-mesotrofiche.

L'analisi della dinamica delle fioriture dei cianobatteri descritta dai prodotti derivati dai dati telerilevati in funzione delle misure limnologiche e biogeochimiche e dei fattori meteo-climatici ha evidenziato come le fioriture siano fortemente condizionate dalle condizioni d'irradianza, dalle temperature e dalle condizioni di vento. Questi fattori diventano

fondamentali nel determinare la possibilità di formazione di spessi strati superficiali.

L'analisi dei sedimenti ha confermato che, negli ambienti in cui si vengono ad avere intensi *bloom*, le loro caratteristiche condizionano fortemente l'instaurarsi di quei fenomeni che a loro volta, in un processo di feed-back negativo per lo stato di qualità degli ambienti acquatici, determinano fenomeni d'anossia.

La possibilità di avere molti dati a disposizione, a livello temporale e spaziale, diviene elemento indispensabile e necessario per la comprensione delle dinamiche di comparsa, crescita e scomparsa delle fioriture. In quest'ambito, il lavoro approfondito sulla Laguna dei Curi è uno dei pochi studi che evidenzia tali meccanismi mediante approcci multi-temporali e integrati tra telerilevamento, analisi di campo della porzione pelagica e analisi di processi sedimentari.

Lista degli Acronimi

6S:	Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum
AERONET:	AERosol RObotic NETwork
AOP:	Proprietà Ottiche Apparenti
AOT:	Aerosol Optical Thickness
APEX:	Airborne Prism EXperiment
ARPA:	Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale
ATCOR:	ATmospheric CORrection
AVHRR:	Advanced Very High Resolution Radiometer
BOD ₅ :	Domanda biologica di ossigeno in 5 giorni
BOMBER:	Bio-Optical Model Based tool for Estimating water quality and bottom properties from Remote sensing images
C2R:	Case2Regional
CC:	Clouds coverage
CDOM:	Colored Dissolved Organic Matter
Chl-a:	Clorofilla-a
CHRIS:	Compact High Resolution Imaging Spectrograph sensor
CPC:	CianoFicocianina
CRM:	Coefficiente di Massa
CZCS:	Coastal Zone Colour Scanner
dev.Std:	Standard Deviation
DIN:	Dissolved Inorganic Nitrogen
DN:	Digital Number
EM:	Emergent Macrophyte
EF:	Efficiency modelling
ESA:	European Space Agency
FHABs:	Freshwater Harmful Algal Blooms
FL:	Floating Leaved macrophyte
FR:	Full Resolution
FUB:	Freie Universitaet Berlin
FWHM:	Full Width at Half Maximum
H:	Hurst index
HH:	Hand-Held

HPLC:	High-Performance Liquid Chromatography
ICOL:	Improved Contrast between Land and Ocean
IF:	Input Flow
IFOV:	Instantaneous Field Of View
IOP:	Proprietà Ottiche Inerenti
LL:	Lake level
LST:	Land Surface Temperature
LUT:	Look Up Table LUT
MAE:	Mean Absolute Error
MERIS:	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
MIVIS:	Multispectral Infrared and Visible Imaging Spectrometer
MODIS:	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
MRI:	Multiplexer Radiometer Irradiometer
NAP:	Non Algal Particle
NASA:	National Aeronautics and Space Administration
NIR:	Near Infrared
OCSE: Sviluppo	Organizzazione per la Cooperazione Economica e lo
OF:	Output Flow
PC:	Ficocianina
PCA:	Analisi delle Componenti Principali
PE:	Ficoeritrina
PE:	Precipitazioni
R (0°):	Subsurface Radiance Reflectance
RDA:	Analisi Della Ridondanza
ROI:	Region Of Interest
rRMSE:	relative Root Mean Square Error
Rrs:	Remote sensing reflectance
RTC:	Codici di Trasferimento Radiativo
SAR:	Synthetic Aperture Radar
SM:	Submerged Macrophyte
SRP:	Fosforo Reattivo Solubile
TE:	Temperatura dell'aria
TM:	Thematic Mapper

TP:	Total Particle
TSM:	Total Suspended Matter
WFD:	Water Framework Directive

Ringraziamenti

Un grande grazie a Claudia e Marco che con la loro fiducia mi hanno reso completamente autonomo, le loro competenze mi hanno permesso di avere le basi per essere adeguato alle responsabilità scientifiche e amministrative avute in questi anni e la loro amicizia (preziosissima) mi ha aiutato a rendere qualsiasi difficoltà superabile.

Grazie a tutti i colleghi dell'IREA (Mauro, Alessandro, Giacomo, Monica, Mirco, Gabriele, Simone e gli altri tra cui Paolo anche se adesso è lontano) che hanno collaborato con me ed in particolare alla “mia segreteria” Erica, un aiuto fondamentale negli ultimi due anni e spero anche nei prossimi e a Sandro che da buon direttore mi ha lanciato pillole di saggezza.

Grazie a tutti i colleghi dei differenti Istituti che hanno condiviso con me le attività di ricerca, in particolare grazie a Giuseppe per la sua disponibilità, competenza e bontà, a Federica con cui una chiacchiera scientifica (e non) è sempre un piacere fare, a Rossano una spalla fondamentale per concretizzare qualsiasi idea scientifica (e non), a Patrizia una perfetta compagna di ricerca (e di viaggio). Grazie Micol, Sergio e Robi (...madoska), G.Luca, Angiolo, Daniele e Danielino, Elisa, Alex, Monica.

Forse dovrei scriverlo in inglese, ma loro lo sanno che non mi piace, un grande grazie a Diana, Minda, Daniel, Susanne, Niklas.

Grazie Eugenio per avermi dato la carica iniziale, dopo dieci anni sono ancora qui e vorrei tanto continuare a restarci.

Grazie a tutti gli amici e infine, un grandissimo grazie alla mia “grande” fantastica e meravigliosa famiglia.

6 Lista delle pubblicazioni

- Giardino C., Bresciani M., Pilkaitytė R., Bartoli M., Razinkovas A. (2010a). **In situ measurements and satellite remote sensing of case2 waters: preliminary results from the Curonian Lagoon.** Oceanologia, 52(2), pp. 197-210.
- Giardino C., Bresciani M., Villa P., Martinelli A., (2010b). **Application of remote sensing in water resource management: the case study of Lake Trasimeno, Italy.** Water Resources Management, doi: 10.1007/s11269-010-9639-3.
- Bresciani M., Stroppiana D., Odermatt D., Morabito G., Giardino C., (2011a). **Assessing remotely sensed chlorophyll-a for the implementation of the European Water Framework Directive in perialpine lakes.** The Science of the total environment, doi:10.1016/j.scitotenv.2011.05.001
- Bresciani M., Giardino C., Bartoli M., Tavernini S., Bolpagni R., Nizzoli D., (2011b). **Recognising harmful algal bloom based on remote sensing reflectance band ratio.** Journal of Applied Remote Sensing, SPIE 053556-1 Vol. 5.
- Bresciani M., Giardino C., Boschetti L., (2011c). **Multi-temporal assessment of bio-physical parameters in lakes Garda and Trasimeno from MODIS and MERIS.** Italian Journal of Remote Sensing, 43 (3): 49-62.
- Mezzanotte V., Bresciani M., Canobbio S., Giardino C., Bortoluzzi A., Foltran F., Panizza A., Pietrosanti A., Ren Y.M., De Biase L., Nurizzo C., (2011). **Monitoring, environmental emergencies management and water treatment improvement of freshwater lakes in China: the Chaohu lake case study,** Water Science & Technology: Water Supply, 11.4: 490-496, doi: 10.2166/ws.2011.071.

- Bresciani M., Giardino C., Stroppiana D., Pilkaitytė R., Bartoli M., Razinkovas A., (2012a). **Retrospective analysis of spatial and temporal variability of chlorophyll-a in the Curonian lagoon.** Journal of Coastal Conservation. doi 10.1007/s11852-012-0192-5.
- Bresciani M., Vascellari M., Giardino C., Matta E., (2012b). **Remote sensing supports the definition of the water quality status of Lake Omodeo (Italy).** European Journal of remote Sensing, 45: 349-360, doi: 10.5721/EuJRS20124530.
- Bresciani M., Bolpagni R., Braga F., Oggioni A., Giardino C., (2012c). **Retrospective assessment of macrophytic communities in southern Lake Garda (Italy) from in situ and MIVIS (Multispectral Infrared and Visible Imaging Spectrometer) data.** Journal of Limnology, 2012; 71(1): 180-190, doi: 10.4081/jlimnol.2012.e19.
- Giardino C., Candiani G., Bresciani M., Pepe M., Lee Z., Gagliano S., (2012). **BOMBER: a tool to assess properties of water column and bottom from remote sensing images.** Computers & Geosciences, doi:10.1016/j.cageo.2011.11.022.
- Vaiciute D., Bresciani M., Bucas M., (2012). **Validation of MERIS bio-optical products with in situ data in the turbid Lithuanian Baltic Sea coastal waters.** Journal of Applied Remote Sensing 6 (1), 063568.
- Hommersom A, Kratzer S., Laanen M., Ansko I., Ligi M., Bresciani M., Giardino C., Beltran J., Moore G., Wernand M., Peters S., (2012). **An Inter-Comparison In The Field Between The New Wisp-3 And Other Radiometers (Trios Ramses, Asd Fieldspec, And Taccs).** Journal of Applied Remote Sensing 6 (1), 063615.
- Bresciani M., Bolpagni R., Laini A., Matta E., Bartoli M., Giardino C., (2013). **Multitemporal analysis of algal growths with MERIS**

images in a deep meromictic lake. *European Journal of Remote Sensing*, n stampa.

- Bresciani M., Rossini M., Cogliati S., Colombo R., Morabito G., Matta E., Pinardi M., Giardino C., **Analysis of intra- and inter-daily chlorophyll-a dynamics in Mantua Superior Lake with spectroradiometric continuous measures.** *Sottoposto a revisione "Marine and Freshwater Research"*.
- Bresciani M., Adamo M., DeCarolis G., Giardino C., Matta E., Pasquariello G., Vacuete D., **Observation of cyanobacteria bloom in the Curonian Lagoon with multi-source satellite data.** *Sottoposto a revisione "Remote Sensing of Environment"*.
- Zilius M., Bresciani M., Petkuvienė J., Kataržytė M., Ruginis T., Lubiene I., Giardino C., Bukaveckas P., Bartoli M. **Positive feedbacks between cyano blooms, meteorology, water and sediment hypoxia and phosphorus regeneration: results from a seasonal study.** *Sottoposto a revisione "Estuarine Coastal and Shelf Science"*.
- Bolpagni R., Bresciani M., Pinardi M., Giardino C., Bartoli M., **Macrophytes and phytoplankton co-existence: a spatial analysis in a shallow, hypereutrophic fluvial-lake system.** *Sottoposto a revisione "Hydrobiologia"*.

7 Riferimenti bibliografici

- Albert A., Mobley C.D., (2003). *An analytical model for subsurface irradiance and remote sensing reflectance in deep and shallow case-2 waters*. Optics Express, 11(22): 2873–2890.
- Aleksandrov S., Chukalova N., (2007). *Impact of cyanobacteria blooming on the eco system health in the Curonian Lagoon of Baltic Sea*. Annual Report Proceeding ICES CM 2007/I:10.
- Alikas K., Kangro K., Reinart A., (2010). *Detecting cyanobacterial blooms in large North European lakes using the Maximum Chlorophyll Index*. Oceanologia, 52(2): 237-257.
- Anderson D., Glibert P., Burkholder J. (2002). *Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences*. Estuar. Coasts, 25: 704-726.
- Backer L.C., Carmichael W., Kirkpatrick B., Williams C., Irvin M., Zhou Y., Johnson T.B., Nierenberg K., Hill V.R., Kieszak S.M., Cheng, Y.S., (2008). *Recreational exposure to microcystins during a Microcystis aeruginosa bloom in a small lake*. In: Mayer AMS (ed). Marine Drugs, 6(2): 389–406.
- Barbiero R.P., Kann J., (1994). *The importance of benthic recruitment to the population development of Aphanizomenon flos-aquae and internal loading in a shallow lake*. J. Plankton Res. 31: 1151-1159.
- Beardall J., Stojkovic S., Larsen S., (2009). *Living in a high CO₂ world: impacts of global climate change on marine phytoplankton*. Plant Ecol. Div. 2: 191-205.
- Bélanger S., Ehn J., Babin M., (2007). *Impact of sea ice on the retrieval of water-leaving reflectance, chlorophyll a concentration and inherent optical properties from satellite Ocean Color data*. Remote Sens. of Environ., 111: 51–68.

- Berk A., Bernsten L.S., Robertson D.C., (1989). *MODTRAN: A Moderate Resolution Model for LOWTRAN7*. Air Force Geophysics Laboratory, Hanscom AFB, MA, GL-TR-89-0122, 38 p.
- Bertoni R., Callieri C., Caravati E., Corno G., Contesini M., Morabito G., Panzani P., Giardino C., (2007). *Cambiamenti climatici e fioriture di cianobatteri potenzialmente tossici nel Lago Maggiore*. In: Carli B., Cavarretta G., Colacino M., Fuzzi S. *Clima e cambiamenti climatici: le attività di ricerca del CNR*. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma: 613-616.
- Blomqvist P., Petterson A., Hyenstrand P., (1994). *Ammonium-nitrogen: A key regulatoy factor causing dominance of non-nitrogen fixing cyanobacteria in aquatic systems*. Arch. Hydrobiol., 132: 141-164.
- Bonilla S., Aubriot L., Soares M.C.S., González-Piana M., Fabre A., Huszar V.L.M., Lüring M., Antoniadis D., Padisák J., Kruk C., (2012). *What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria Planktothrix agardhii and Cyndrospermopsis raciborskii?*. FEMS Microbiology Ecology, 79: 594-607. DOI: 10.1111/j.1574-6941.2011.01242.x.
- Brando V. E., (2008). “c-WOMBAT-c user manual v0. Environmental Remote Sensing Group”. CSIRO Land & Water, February 2008, Canberra, Australia, 2008.
- Brando V.E., Dekker A.G., (2003). *Satellite hyperspectral remote sensing for estimating estuarine and coastal water quality*. IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing, 41: 1378-1387.
- Bresciani M., Giardino C., Longhi D., Pinardi M., Bartoli M., Vascellari M., (2009). *Imaging spectrometry of productive inland waters. Application to the lakes of Mantua*. Italian Journal of Remote Sens., 41: 147-156.
- Buraschi E., Buzzi F., Garibaldi L., Legnani E., Morabito G., Oggioni A., Pozzi S., Salmaso N., Tartari G., (2008). *Protocollo di campionamento di*

- macrofite acquatiche in ambiente lacustre. Protocollo per il campionamento di fitoplancton in ambiente lacustre. Metodi biologici per le acque. Parte 1.* 2008; APAT (Italian Agency for the Environmental Protection).
- Chorus I., (2001). *Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences*. Berlin: Springer. 357 p.
- Cingolani L., Padula R., Di Brizio M., Ciccarelli E., (2007). *Eutrofizzazione del Lago Trasimeno: il problema delle fioriture algali*. 14th Conf. Igiene Industriale, Corvara-Italy.
- Cingolani L., (2000). *Fioriture algali potenziali produttrici di tossine. Problemi di contenimento della crescita delle alghe e neutralizzazione delle tossine nei processi di potabilizzazione*. Ricerca finalizzata per Regione Umbria.
- Cingolani L., Padula R., Di Brizio M., Ciccarelli E., (2008). *Eutrofizzazione del Lago Trasimeno: il problema delle fioriture algali*. Atti 14° Convegno di igiene Industriale. Corvara (BZ) 1-4 aprile 2008.
- Codd G.A., Lindsay J., Young F.M., Morrison L.F., Metcalf J.S., (2005). *Harmful cyanobacteria: from mass mortalities to management measures*. In: Huisman J, Matthijs HCP, Visser PM (eds) *Harmful Cyanobacteria*. Springer, Dordrecht, p 1–23.
- Cox C., Munk W., (1954). *The measurement of the roughness of the sea surface from photographs of the sun's glitter*. J. Opt. Soc. Am., 44: 838-850.
- Cox C., Munk W., (1956). *Slopes of the sea surface deduced from photographs of sun glitter*. Bulletin of the Scripps Institution of Oceanography of the University of California, 6: 401-488, plates 10-12.
- D'Alelio D., Gandolfi A., Boscaini A., Flaim G., Tolotti M., Salmaso N., (2011). *Planktothrix populations in subalpine lakes: selection for*

strains with strong gas vesicles as a function of lake depth, morphometry and circulation. Freshwater Biology, 56(8): 1481-1493.
DOI: 10.1111/j.1365-2427.2011.02584.x.

D'Alelio D., Salmaso N., (2011). *Occurrence of an uncommon Planktothrix (Cyanoprokaryota, Oscillatoriales) in a deep lake south of the Alps. Phycologia, 50(4): 379-383. doi: 10.2216/10-73.1*

Dalsgaard T. (ed), Nielsen L.P., Brotas V., Viaroli P., Underwood G., Nedwell D.B., Sundbäck K., Miles A., Bartoli M., Dong L., Thornton D.C.O., Ottosen L.D.M., Castadelli G., Risgaard- Petersen N., (2000). *Protocol handbook for NICE—Nitrogen cycling in estuaries: a project under the EU research programme: marine Science and Technology (MAST III). National Environmental Research Institute, Silkeborg*

Davison I.R., (1991). *Environmental effect of algal photosynthesis: Temperature. Journal of Physiology, 27: 2-8.*

De Haan J.F., Kokke J.M.M., (1996). *Remote sensing algorithm development Toolkit I: Operationalization of atmospheric correction methods for tidal and inland waters. BCRS, Delft, The Netherlands, 1996.*

Dekker A.G., Brando V.E., Anstee J.M., Pinnel N., Kutser T., Hoogenboom H.J., Pasterkamp R., Peters S.W. M., Vos R.J., Olbert C., Malthus T.J., (2001). *Imaging spectrometry of water. In: Imaging Spectrometry: Basic principles and prospective applications, vol. IV, Remote Sensing and Digital Image Processing, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001, pp. 307-359.*

Dekker A.G., Peters S.W.M., Vos R.J., Rijkeboer M., (2001). *Remote sensing for inland water quality detection and monitoring: state-of-the-art application in Friesland waters. In: GIS and Remote Sensing*

- Technology in Land and Water Management, A. Van Dijk, M. G. Bos, Eds., pp. 17-38, Kluwer Academic Publishers, Netherlands (2001).
- Dekker A.G., Malthus T.J., Goddijn L.M., (1992). *Monitoring cyanobacteria in eutrophic waters using airborne imaging spectroscopy and multispectral remote sensing systems*. In: Proceedings of the 6th Australasian Remote Sensing Conference, Wellington, New Zealand, pp. 204-214.
- Directive. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities 2000; L327:1–72.
- Dodds W.K., Bouska W.W., Eitzmann J.L., Pilger T.J., Pitts K.L., Riley A.J., Schloesser J.T., Thornbrugh D.J., (2009). *Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages*. Environ. Sci. Technol.. 43: 12-19.
- Doerffer R., Schiller H., (2008a). *MERIS Lake Water Algorithm for BEAM ATBD*, v. 1.0. May 2008.
- Doerffer R., Schiller H., (2008b). *MERIS Regional Coastal and Lake Case 2 Water Project Atmospheric Correction ATBD*, v. 1.0. May 2008.
- Doerffer R., Schiller H., (1997). *Pigment index, sediment and gelbstoff retrieval from directional water leaving radiance reflectances using inverse modelling technique*. ATDB 2.12, GKSS Research Centre, 21502 Geesthacht, Germany.
- Falconer I.R., (2001). *Toxic cyanobacterial bloom problems in Australian waters: Risks and impacts on human health*. Phycologia, 40: 228–233.
- Floricioiu D., Rott H., (2005). *Atmospheric correction of MERIS data over perialpine regions*. MERIS/(A)ATSR User Workshop, Frascati, Italy, 26-30 September 2005, ESA SP-597 (CD-ROM).

- Fomferra N., Brockmann C., (2006). *The BEAM project web page [Internet]. Carsten Brockmann Consult, Hamburg, Germany.* Available from: <http://www.brockmann-consult.de/beam/>.
- Garibaldi L., Anzani A., Marieni A., Leoni B., Mosello R., (2003). *Studies on the phytoplankton of the deep subalpine Lake Iseo.* J. Limnol., 62(2): 177-189.
- Gasiūnaitė Z.R., Daunys D., Olenin S., Razinkovas A., (2008). *The Curonian Lagoon.* In Schiewer, U. (ed.) *Ecology of Baltic Coastal Waters.* Ecological studies 197. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 197-215 pp.
- GEOHAB, (2005). *Global ecology and oceanography of harmful algal blooms.* In: Pitcher, G., Moita, T., Trainer, V., Kudela, R., Figueiras, P., Probyn, T. (Ed.), *GEOHAB Core Research Project: HABs in Upwelling Systems.* IOC and SCOR, Paris, 74 pp.
- George D.G., Maberly S.C., Hewitt D.P., (2004). *The influence of the North Atlantic Oscillation on the physical, chemical and biological characteristics of four lakes in the English Lake District.* Freshwater Biology, 49(6): 760-774. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2004.01223.x.
- Giardino C., Bresciani M., Villa P., Martinelli A., (2010a). *Application of remote sensing in water resource management: the case study of lake Trasimeno, Italy.* Water Resources Management, DOI 10.1007/s11269-010-9639-3.
- Giardino C., (2006). *Tecniche di Telerilevamento per la qualità delle acque.* Acqua e Aria, 3: 14-17, ISSN 1591-237x.
- Giardino C., Brando V. E., Dekker A. G., Strömbeck N., Candiani G., (2007a). *Assessment of water quality in Lake Garda (Italy) using Hyperion.* Remote Sens. of Environ., 109: 183-195.

- Giardino C., Bartoli M., Candiani G., Bresciani M., Pellegrini L., (2007b). *Recent changes in macrophyte colonisation patterns: an imaging spectrometry-based evaluation of southern Lake Garda (northern Italy)*. J. Appl. Remote Sens., 1, 011509. doi: 10.1117/1.2834807.
- Giardino C., Brando V.E., Dekker A.G., Oggioni A., Bresciani M., (2008). *Improving satellite remote sensing products for the largest Italian lakes*. Ocean Optics XIX, Barga, Italy, 6-10 October 2008 CD-ROM.
- Giardino C., Bresciani M., Pilkaitytė R., Bartoli M., Razinkovas A., (2010). *In situ measurements and satellite remote sensing of case2 waters: preliminary results from the curonian lagoon*. Oceanologia, 52 (2): 197-210.
- Giardino C., Candiani G., Lee Z., Bresciani M., Gagliano S., Pepe M., (2012). *BOMBER: A tool for estimating water quality and bottom properties from remote sensing images*. Computers&Geosciences, doi:10.1016/j.cageo.2011.11.022.
- Gitelson A.A., Dall’Olmo G., Moses W., Rundquist D.C., Barrow T., et al., (2008). *A simple semi-analytical model for remote estimation of chlorophyll-a in turbid waters: Validation*. Remote Sensing of Environment 112(9): 3582–3593.
- Gitelson A.A., Gurlin D., Moses W.J., Barrow T., (2009). *A bio-optical algorithm for the remote estimation of the chlorophyll-a concentration in case 2 waters*. Environmental Research Letters, 4, 45003.
- Gitelson A.A., Schalles J.F., Hladik C.M., (2007). *Remote chlorophyll-a retrieval in turbid, productive estuaries: Chesapeake Bay case study*. Remote Sensing of Environment 109: 464–472.
- Glibert P.M., Anderson D.A., Gentien P., Granéli E., Sellner K.G., (2005). *The global, complex phenomena of harmful algal blooms*. Oceanography 18(2): 136–147.

- Gons H.J., Auer M.T., Effler S.W., (2008). *MERIS satellite chlorophyll mapping of oligotrophic and eutrophic waters in the Laurentian Great Lakes*. Remote Sensing of Environment, 112: 4098-4106.
- Gons H.J., (1999). *Optical teledetection of chlorophyll a in turbid inland waters*. Environmental Science & Technology, 33: 1127-1132.
- Gons H.J., Hakvoort H., Peters S.W.M., Simis S.G.H., (2005). *Optical detection of cyanobacterial blooms*. In: J. Huisman, H.C.P. Matthijs and P.M. Visser (eds.), Harmful Cyanobacteria, 177–199. © 2005 Springer. Printed in the Netherlands.
- Gons H.J., Rijkeboer M., Ruddick K.G., (2002). *A chlorophyll retrieval algorithm for satellite imagery (Medium Resolution Imaging Spectrometer) of inland and coastal waters*. J. Plankton Res., 24: 947-951.
- Granéli E., Flynn K., (2006). *Chemical and physical factors influencing toxin content*. In: Granéli, E., Turner, J.T. (Eds.), Ecology of Harmful Algae. Ecological Studies, 189: 229–241.
- Hadjimitsis D.G., Clayton C.R.I., Toullos L., (2010). *A new method for assessing the trophic state of large dams in Cyprus using satellite remotely sensed data*. Water and Environment Journal, 24: 200–207.
- Havens K.E., Fukushima T., Xie P., Iwakuma T., James R.T., Takamura N., et al., (2001). *Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA)*. Environ Pollut., 111: 262–272.
- Havens K.E., (2008). *Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems*. In: Hudnell, H.K. (Ed.), Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs. Adv. Exp. Med. Assoc., vol. 619 Springer Press, New York, pp. 733–748.

- http://www.epa.gov/cyano_habs_symposium/. Accessed January 17, 2011 (Chapter 33).
- Heisler J.P., Gilbert J., Burkholder J., Anderson D., Cochlan W., et al., (2008). *Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus*. Harmful algae, 8: 3–13.
- Holben B.N., Eck T.F., Slutsker I., Tanre D., Buis J.P., et al., (1998). *AERONET-A federated instrument network and data archive for aerosol characterization*. Remote Sensing of Environment, 66: 1-16.
- Horstmann U., (1975). *Eutrophication and mass occurrence of blue-green algae in the Baltic*. Merentutkimuslait. Julk./Havsforskningsinst. Skr., 239: 83–90.
- Hu C., Cannizzaro J., Carder K.L., Muller-Karger F.E., Hardy R., (2010). *Remote detection of Trichodesmium blooms in optically complex coastal waters: Examples with MODIS full-spectral data*. Remote Sens. Environ., 114: 2048-2058.
- Hudnell H.K. (Ed.), (2008). *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*. Adv. Exp. Med. Assoc., vol. 619pp. 1–949 http://www.epa.gov/cyano_habs_symposium/. Accessed January 17, 2011.
- Hunter P.D., Tyler A.N., Carvalho L., Codd G.A., Maberly S.C., (2010). *Hyperspectral remote sensing of cyanobacterial pigments as indicators for cell populations and toxins in eutrophic lakes*. Remote Sensing of Environment, 114: 2705-2718.
- Hunter P.D., Tyler A.N., Gilvear D.J., Willby N.J., (2009). *Using Remote Sensing to Aid the Assessment of Human Health Risks from Blooms of Potentially Toxic Cyanobacteria*. Environment Science & Technology, 43(7): 2627-2633.

- Hunter P.D., Tyler A.N., Presing M., Kovacs A.W., Preston T., (2008). *Spectral discrimination of phytoplankton colour groups: The effect of suspended particulate matter and sensor spectral resolution*. Remote Sensing of Environment, 112: 1527-1544.
- Hyenstrand P., Blomqvist P., Petterson A., (1998). *Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems – a literature review*. Arch. Hydrobiol. Ergeb. Limnol., 51: 41-62.
- Johnk K.D., Huisman J., Sharples J., Sommeijer B., Visser P.M., Stroom J.M., (2008). *Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria*. Global Change Biology, 14: 495–512.
- Joint I., Groom B., (2000). *Estimation of phytoplankton production from space: current status and future potential of satellite remote sensing*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 250: 233-255.
- Jones G.J., Blackburn S.I., Parker N.S., (1994). *A toxic bloom of Nodularia spumigena Mertens in Orielton Lagoon, Tasmania*. Aust. J.Mar.Fresh Res., 45(5): 787–800.
- Kahru M., Leppänen J., Rud M.O., (1993). *Cyanobacterial blooms cause heating of the sea surface*. Marine Ecology Progress Series 101: 1-7.
- Kishino M., Takahashi M., Okami N., Ichimura S., (1985). *Estimation of the spectral absorption coefficients of phytoplankton in the sea*. Bull. Mar. Sci., 37: 634-642.
- Knaeps E., Sterckx S., Ruddick K., Giardino C., Bresciani M., (2010). *SIMEC, An Environment Correction For MERIS Based On The NIR Similarity Spectrum*. Proceedings of the Ocean Optics XX conference held in Anchorage, USA, 27th September - 1st October 2010.
- Kotchenova S.Y., Vermote E.F., Matarrese R., Klemm Jr F.J., (2006). *Validation of a vector version of the 6S radiative transfer code for*

atmospheric correction of satellite data. Part I: Path radiance. Appl. Opt., 45: 6762-6774.

Kotchenova S.Y., Vermote E.F., (2007). *Validation of a vector version of the 6S radiative transfer code for atmospheric correction of satellite data. Part II. Homogeneous Lambertian and anisotropic surfaces. Applied Optics*, 46(20): 4455-4464.

Kutser T., (2009). *Passive optical remote sensing of cyanobacteria and other intense phytoplankton blooms in coastal and inland waters. International Journal of Remote Sensing* 30(17): 4401–4425.

Kutser T., Metsamaa L., Dekker A.G., (2008). *Influence of the vertical distribution of cyanobacteria in the water column on the remote sensing signal Estuarine. Coastal and Shelf Science*, 78: 649-654.

Kutser T., Metsamaa L., Strömbeck N., Vahtmäe E., (2006). *Monitoring cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. Estuar., Coast. and Shelf Sci.*, 67: 303-312.

Kutser T., (2004). *Quantitative detection of chlorophyll in cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. Limnology and Oceanography* 49: 2179-2189.

Le C., Li Y., Zha Y., Sun D., Huang C., Zhang H., (2011). *Remote estimation of chlorophyll a in optically complex waters based on optical classification. Remote Sensing of Environment*, 115: 725–737.

Lee Z., Carder K.L., Mobley C.D., Steward R.G., Patch J.S., (1998). *Hyperspectral remote sensing for shallow waters: 1. A semianalytical model. Applied Optics*, 37: 6329–6338.

Lee Z., Carder K.L., Mobley C.D., Steward R.G., Patch J.S., (1999). *Hyperspectral remote sensing for shallow waters: 2. Deriving bottom depth and water properties by optimization. Applied Optics*, 38: 3831–3843.

- Legendre L., (1990). *The significance of microalgal blooms for fisheries and for the export of particulate organic carbon in oceans*. J. Plankton Res., 12: 681-699.
- Lindell T., Pierson D., Premazzi G., Zilioli E., (1999). *Manual for monitoring European lakes using remote sensing techniques*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, EUR Report n.18665 EN, 164 pp.
- Lindholm T.J., Eriksson J. E., Meriluoto J.A.O., (1989). *Toxic cyanobacteria and water quality problems. Examples from a shallow eutrophic lake on Åland, South West Finland*. Water Res., 23: 481–486.
- Liu Y., Islam M.A., Gao J., (2003). *Quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing*. Progress in Physical Geography 27 (1), 24–43.
- Loague K., (1992). *Impact of overland flow plane characterization on event simulations with a quasi-physically based Rainfall-Runoff model*. Water Resources Research, 28(9): 2541-2545.
- Lorentzen C.J., (1967). *Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations*, Limnol. Oceanol., 12: 343–346.
- MacIntyre H.L., Kana T.M., Anning T., Geider R.J., (2002). *Photoacclimation of photosynthesis irradiance response curves and photosynthetic pigments in microalgae and cyanobacteria*. J Phycol., 38: 17–38
- Mattei D., Stefanelli M., (2008). *Distribuzione e Fisiologia dei cianobatteri potenzialmente tossici in Italia*. Rapporti ISTISAN 2008/6, pp 4-24.
- Matthews M.W., Bernard S., Robertson L., (2012). *An algorithm for detecting trophic status (chlorophyll-a), cyanobacterial-dominance,*

surface scums and floating vegetation in inland and coastal waters.

Remote Sensing of Environment, 124: 637-652.

Matthews M.W., Bernard S., Winter K., (2010). *Remote sensing of cyanobacteria-dominant algal blooms and water quality parameters in Zeekoevlei, a small hypertrophic lake, using MERIS.* Remote Sensing of Environment, 114: 2070-2087.

McQueen D.J., Lean D.R.S., (1987). *Influence of water temperature and nitrogen to phosphorus ratios on the dominance of blue-green algae in Lake St. George, Ontario.* Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44: 598–604.

Metsamaa L., Kutser T., (2008). *On suitability of MODIS Satellite chlorophyll products for the Baltic sea conditions.* Environmental Research, Engineering and Management, 2: 4-9.

Metsamaa L., Kutser T., Strömbeck N., (2006). *Recognising cyanobacterial blooms based on their optical signature: a modelling study.* Boreal Environment Research, 11: 493-506.

Moore D., O'Donohue M., Garnett C. M., Shaw G. R., Critchley C., (2005). *Factors affecting akinete differentiation in Cylandropermopsis raciborskii (Nostocals, Cyanobacteria).* Freshwater Biology, 50: 345-352.

Morabito G., (2000). *Influenza dei fattori ambientali sulle fioriture di cianobatteri.* Rapporti ISTISAN 00/30.

Morabito G., Oggioni A., Panzani P., (2003). *Phytoplankton assemblage at equilibrium in large and deep subalpine lakes: a case study from Lago Maggiore (N. Italy).* Hydrobiologia, 502: 37-48.

Morabito G., (2007). *Variazioni climatiche interannuali e dinamica stagionale del fitoplancton nel Lago Maggiore.* In: Carli B., Cavarretta G., Colacino M., Fuzzi S. Clima e cambiamenti climatici: le attività di ricerca del CNR. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma: 617-620.

- Morabito G., (2008). *Una goccia di biodiversità: le alghe microscopiche dei laghi*. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto per lo studio degli ecosistemi, pp 1-7 / 22-39.
- Mur L.R., Skulberg O.M., Utkilen H., (1999). *Cyanobacteria in the environment*. In: Chorus I., Bartram J. (Ed.). Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring, and management. London and New York: E&FN Spon; pp. 15-40.
- Nausch M., Nausch G., Wasmund N., Nagel K., (2008). *Phosphorus pool variations and their relation to cyanobacteria development in the Baltic Sea: A three-year study*. Journal of Marine Systems, 71: 99–111.
- Nicholls K.H., Ed., (1992). *Chrysophyte Blooms in the Plankton and Neuston of Marine and Freshwater Systems*, pp. 62, Queen's Printer for Ontario.
- Odermatt D., Giardino C., Heege T., (2010). *Chlorophyll retrieval with MERIS Case-2 Regional in perialpine lakes*. Remote Sensing of Environment, 114: 607-617.
- Oliver R.L., Ganf G.G., (2000). *Freshwater blooms*. In: The Ecology of Cyanobacteria: their Diversity in Time and Space (Eds B.A. Whitton & M. Potts), pp. 149–194. Kluwer Academics Publishers, The Netherlands.
- Olmanson L.G., Bauer M.E., Brezonik P.L., (2008). *A 20-year Landsat water clarity census of Minnesota's 10,000 lakes*. Remote Sensing of Environment, 112: 4086–4097.
- Paerl H.W., Huisman J., (2008). *Blooms like it hot*. Science, 320: 57–58.
- Paerl H.W., (1988). *Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine and inland waters*. Limnol. Oceanogr. 33: 823-47.
- Paerl H.W., Fulton R.S., (2006). *Ecology of harmful cyanobacteria*. In Ecology of Harmful Marine Algae. Graneli, E., and Turner, J. (eds). Berlin, Germany: Springer-Verlag, pp. 95–107.

- Paerl H.W., Huisman J., (2009). *Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms*. *Eviron. Microb. Rep.*, 1: 27–37.
- Pilkaitytė R., Razinkovas A., (2007). *Seasonal changes in phytoplankton composition and nutrient limitation in a shallow Baltic lagoon*. *Boreal Environ. Res.*, 12(5): 551-559.
- Qin B., Zhu G., Gao G., Zhang Y., Li W., Paerl H.W, et al., (2010). *A drinking water crisis in Lake Taihu, China: linkage to climatic variability and lake management*. *Environ. Manage.*, 45: 105– 12.
- Randolph K., Wilson J., Tedesco L., Li L., Pascual D.L., Soyeux E., (2008). *Hyperspectral remote sensing of cyanobacteria in turbid productive water using optically active pigments, chlorophyll a and phycocyanin*. *Remote Sensing of Environment*, 112: 4009-4019.
- Ravera O., Vollenweider R.A., (1968). *Oscillatoria rubescens D. C. as an indicator of Lago Maggiore eutrophication*. *Schweiz Z. Hydrol.*, 30: 374-380.
- Reinart A., Kutser T., (2006). *Comparison of different satellite sensors in detecting cyanobacterial bloom events in the Baltic Sea*. *Remote Sensing of Environment*, 102: 74-85.
- Ressom R., (1994). *Health effects of toxic cyanobacteria (blue-green algae)*. National Health and Medical Research Council, pp. 76-108.
- Reynolds C.S., Oliver R.L., Walsby A.E., (1987). *Cyanobacterial dominance: The role of buoyancy regulation in dynamic lake environments*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research.*, 21(3): 379-390.
- Reynolds C.S., Walsby A.E., (1975). *Water-blooms*. *Biol. Rev.*, 50: 437-481.

- Reynolds C.S., (1994). *The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers*. *Hydrobiologia*, 289: 9-22.
- Reynolds C.S., (1997). *Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory*. *Excellence in Ecology*, 9: 1-371.
- Richter R., (2009). *Atmospheric / Topographic Correction for Satellite Imagery*. DLR report DLR-IB 565-01/09, Wessling, Germany.
- Robarts R.D., Zohary T., (1987). *Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration and growth rates of bloom-forming cyanobacteria*. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.*, 21: 391-399.
- Ruddick, K., De Cauwer, V., Park, Y., (2006). *Seaborne measurements of near infrared water-leaving reflectance: The similarity spectrum for turbid waters*. *Limnol. Oceanogr.*, 51(2): 1167-1179.
- Ruiz-Verdu A., Simis S.G.H., de Hoyos C., Gons H.J., Pena-Martinez R., (2008). *An evaluation of algorithms for the remote sensing of cyanobacterial biomass*. *Remote Sensing of Environment*, 112: 3996-4008.
- Ruiz-Verdú A., Domínguez J.A., Peña-Martínez R., (2005). *Use of CHRIS for monitoring water quality in Rosarito reservoir*. *Proceedings of the Third Chris Proba Workshop*. ESA-ESRIN, Frascati, Italy, March 2005.
- Salmaso N., Shams S., Ranjan J., Zampedri A., Cerasino L., (2012). *Cyanobacteria and cyanotoxins in Lake Garda*. EULAKES PROJECT OUTPUT 5.3.2.
- Salmaso N., (2010). *Long-term phytoplankton community changes in a deep subalpine lake: responses to nutrient availability and climatic fluctuations*. *Freshwater Biology*, 55:825–846.
- Salmaso N., (2000). *Factors affecting the seasonality and distribution of cyanobacteria and chlorophytes: a case study from the large lakes south*

- of the Alps, with special reference to Lake Garda*. Hydrobiologia, 438: 43-63.
- Salmaso N., (2005). *Fioriture di cianobatteri nei laghi profondi dell'Italia settentrionale*. Istituto Superiore di Sanità, Rapporti ISTISAN 05/29: 30-48.
- Salmaso N., Boscaini A., Cappelletti C., Ciutti F., (2009). *Le condizioni di salute del lago di Garda: aggiornamento dello stato delle conoscenze sui carichi di nutrienti algali e sulle componenti biologiche della zona pelagica e litorale*. Atti del Convegno “Problematiche ambientali del Lago di Garda, approfondimenti e proposte di risanamento”, 13 marzo 2009, Torri del Benaco: 49-88.
- Salmaso N., Cordella P., (1994). *Indagini limnologiche sul Lago di Garda*. In: P.Cordella e N.Salmaso (eds.), *Indagini limnologiche sui principali laghi della Regione del Veneto (1987-1992)*. Regione del Veneto, Segr. Reg. per il Territorio, Dip. Per l'Ecologia e la Tutela dell'Ambiente: 79-124.
- Salmaso N., Morabito G., Buzzi F., Garibaldi L., Simona M., Mosello R., (2006). *Phytoplankton as an indicator of the water quality of the deep lakes south of the Alps*. Hydrobiologia, 563, 167–187.
- Sandeep M., Dubey J. Bhowmik D., (2009). *Impact of Natural Toxins from Cyanobacterial Blooms in Eutrophic Lakes American-Eurasian*. Journal of Toxicological Sciences, 1 (2): 57-68.
- Santer R., Schmechtig C., (2000). *Adjacency Effects on Water Surfaces: Primary Scattering Approximation and Sensitivity Study*. Applied Optics, 39 (3): 361-375.
- Santer R., Zagolski F., (2009). *ICOL — Improve contrast between ocean & land ATBD, Version 1.1*, 6 January 2009. Université du Littoral, Wimereux, France.

- Santer R., Carrère V., Bubuisson P., Roger J.C., (1999). *Atmospheric correction over land for MERIS*. International Journal of Remote Sensing, 20(9): 1819–1840.
- Sathyendranath S., Platt T., (1998). *Ocean-color model incorporating transpectral processes*. Appl. Opt., 37: 2216–2227.
- Scheffer M., Rinaldi S., Gragnani A., Mur L.R., van Nes E.H., (1997). *On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes*. Ecology 78: 272-282.
- Schopf J.W., (2006). *Fossil evidence of Archaean life*. Phil. Trans. R. Soc., B 361: 869-885.
- Schreurs H., (1992). *Cyanobacterial dominance. Relations to eutrophication and lake morphology*. Tesi di dottorato, Laboratorio di Microbiologia, Università di Amsterdam, 198 pp.
- Sellner K.G., Douchette G.J., Kirkpatrick G.J., (2003). *Harmful algal blooms: causes, impacts and detection*. Journal of Indian Microbiology and Biotechnology, 30: 383–406.
- Shapiro J., (1990). *Current beliefs regarding dominance by blue-greens: The case for the importance of CO₂ and pH*. Verh. Internat. Verein. Limnol., 24: 38–54.
- Shapiro J., (1997). *The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes*. Freshwat. Biol., 37: 307-323.
- Siegel H., Gerth M., Neumann T., Doerffer R., (1999). *Case studies on phytoplankton blooms in coastal and open waters of the Baltic Sea using Coastal Zone Colour Scanner data*. International Journal of Remote Sensing, 20: 1249-1264.

- Simis S.G.H., Peters S.W.M., Gons H.J., (2005). *Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid inland water*. *Limnol. Oceanogr.*, 50: 237–45
- Simis S.G.H., Ruiz-Verdu, Domingues-Gomez A., Pena-Martinez J.A., Peters S.W.M. R., Gons H.J., (2007). *Influence of phytoplankton pigment composition on remote sensing of cyanobacterial biomass*. *Remote Sensing of Environment*, 106: 414–427.
- Smayda T.J., (2002). *Adaptive ecology, growth strategies, and the global bloom expansion of dinoflagellates*. *J. Ocean.*, 58: 281–294.
- Smayda T.J., (2007). *Reflections on the ballast water dispersal-harmful algal bloom paradigm*. *Harmful Algae*, 6: 601–622.
- Sterckx S., Knaeps E., Ruddick K., (2010). *Detection and Correction of Adjacency Effects in Hyperspectral Airborne Data of Coastal and Inland Waters: the Use of the Near Infrared Similarity Spectrum*. *Int. J. Remote Sens.*, 32(21): 6479–6505.
- Stumm W., Morgan J.J., (1981). *Aquatic Chemistry*. Wiley, New York.
- Sukenik A., Zohary T. and Padisák J. (2009). *Cyanoprokaryota and Other Prokaryotic Algae*. In: Gene E. Likens, (Editor) *Encyclopedia of Inland Waters*. volume 1, pp 138–148 Oxford: Elsevier.
- Svejkovsky J., Shandley J., (2001). *Detection of offshore plankton blooms with AVHRR and SAR imagery*. *International Journal of Remote Sensing*, 22: 471–485.
- Trolle D., Hamilton D.P., Pilditch C.A., Duggan I.C., Jeppesen E., (2011). *Predicting the effects of climate change on trophic status of three morphologically varying lakes: implications for lake restoration and management*. *Environ. Model. Software*, 26: 354–370.

- Trüper H.G., Yentsch C.S., (1967). *Use of glass fiber filters for the rapid preparation of in vivo absorption spectra of photosynthetic bacteria.* Journal of Bacteriol., 94: 1255-1256.
- Uwins H.K., Teasdale P., Stratton H., (2007). *A case study investigating the occurrence of geosmin and 2-methylisoborneol (MIB) in the surface waters of the Hinze Dam, Gold Coast, Australia.* Water Sci. Technol., 55: 231–238.
- Vadstein O., Stibor H., Lippert B., Loseth K., Roederer W., Sundt-Hansen L., Olsen Y., (2004). *Moderate increases in the biomass of omnivorous copepods may ease grazing control of planktonic algae.* Mar. Ecol. Prog. Ser., 270: 199–207.
- Vermote E.F., Tanrè D., Deizè J.L., Herman M., Morcrette J.J., (1997). *Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, 6S: An Overview.* Trans. on Geo. and Remote Sens., 35: 675-686.
- Vollenweider R.A., Kerekes J. (1980). *The loading concept as a basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication.* Progress in Water Technology, 12: 5-38.
- Walsby A.E., Ng G., Dunn C., Davis P.A., (2004). *Comparison of the depth where Planktothrix rubescens stratifies and the depth where the daily insolation supports its neutral buoyancy.* New Phytologist, 162: 133–145.
- Wetzel R.G., (2001). *Limnology, lake and river ecosystems.* Academic Press: San Diego, CA.
- Wilhelm C., (1990). *The biochemistry and physiology of light harvesting processes in chlorophyll b- and c- containing algae.* Pl Physiol Biochem, 28: 293-306.

- Wolfram G., Argillier C., de Bortoli J., Buzzi F., Dalmiglio A., et al., (2009). *Reference conditions and WFD compliant class boundaries for phytoplankton biomass and chlorophyll-a in Alpine lakes*. *Hydrobiologia*, 633:45–58.
- Wolk C.P., Shaffer P.W., (1973). *Heterotrophic Micro and Macrocultures of a Nitrogen-Fixing Cyanobacterium*. Plant Research Laboratory, Michigan State University, U.S.A (1973), pp 3.
- Wynne T.T., Stumpf R.P., Tomlinson M.C., Warner R.A., Tester P.A., Dyble J., Fahnenstiel G.L., (2008). *Relating spectral shape to cyanobacterial blooms in the Laurentian Great Lakes*. *International Journal of Remote Sensing*, 29: 3665–3672.
- Yunes J.S., Salomon P.S., Matthiensen A., Beattie K.A., Raggett S.L., Codd G.A., (1996). *Toxic blooms of cyanobacteria in the Patos Lagoon Estuary, southern Brazil*. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 5: 223–229.
- Zhang Y., Liu M., Qin B., van der Woerd H.J., Li J., Li Y. (2009). *Modeling Remote-Sensing Reflectance and Retrieving Chlorophyll-a Concentration in Extremely Turbid Case-2 Waters (Lake Taihu, China)*. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 47 (7): 1937–1948.
- Zimba P.V., Gitelson A., (2006). *Remote estimation of chlorophyll concentration in hyper-eutrophic aquatic systems: Model tuning and accuracy optimization*. *Aquaculture*, 256: 272–286.