

**POLITECNICO DI MILANO**

**Scuola di Ingegneria Civile, Ambientale e  
Territoriale**

**Corso di Laurea Magistrale in Ingegneria per l'Ambiente e  
il Territorio**



**Tecniche di Telerilevamento per la valutazione  
degli effetti delle deposizioni di *dust* sahariano  
nel lago di Garda.**

RELATORE:

Prof. Marco Gianinetto

CORRELATORI:

Dott. Claudia Giardino

Dott. Mariano Bresciani

CANDIDATA:

Ilaria Cazzaniga (781949)

Anno Accademico 2012/2013

*A Leo*

# INDICE

1.	INTRODUZIONE .....	11
2.	IL TELERILEVAMENTO .....	15
2.1	Le interazioni con l'atmosfera terrestre .....	19
2.1.1	Aerosol.....	20
2.1.2	I gas .....	22
3.	TELERILEVAMENTO E ACQUA: STATO DELL'ARTE.....	23
4.	INTERAZIONE ARIA - ACQUA: STATO DELL'ARTE.....	26
5.	AEROSOL ATMOSFERICI: ORIGINI E CARATTERISTICHE .....	29
6.	L'AREA DI STUDIO .....	32
6.1	Qualità delle acque.....	35
6.2	Il bacino idrografico .....	38
6.3	Flora e fauna .....	39
6.4	Organismi acquatici.....	41
6.4.1	Comunità algale.....	41
6.4.2	Comunità zooplanctonica.....	42
6.4.3	Macrofite acquatica .....	43
6.4.4	Ittiofauna.....	43
6.5	Utilizzo delle acque .....	44
6.6	Clima .....	45
7.	MATERIALI E METODI .....	46
7.1	La rete AERONET .....	50
7.2	Il radiometro SEVIRI.....	51
7.3	Il modello BSC-DREAM8b .....	52
7.4	Il satellite Envisat-1 e lo spettrometro MERIS.....	52
7.5	Stima dei parametri di qualità dell'acqua da immagini satellitari.....	54
7.5.1	Processamento delle immagini: correzione atmosferica e inversione bio-ottica tramite 6SV e BOMBER.....	58
7.5.2	Processamento delle immagini: C2R ( <i>Case-2-Regional</i> ).....	64
7.6	Ricerca degli eventi di <i>dust</i> .....	65
8.	VALIDAZIONE DEI RISULTATI.....	67
9.	RISULTATI .....	73
9.1	Clorofilla e trasparenza .....	73
9.2	Il ruolo delle deposizioni.....	75
9.3	Fioriture non influenzate da <i>dust</i> .....	89
10.	CONCLUSIONI E PROSPETTIVE FUTURE.....	91
11.	BIBLIOGRAFIA .....	93

## INDICE DELLE FIGURE

Figura 1: exitanza di Sole e Terra in funzione della lunghezza d'onda. ....	18
Figura 2: alcuni esempi di firma spettrale (Fonte: Bresciani et al., 2011). ....	19
Figura 3: a) deviazione dell'energia da parte dell'atmosfera. b) L'energia che raggiunge la superficie viene riflessa verso il sensore. ....	21
Figura 4: a) il segnale riflesso da altre superfici diverse da quella d'interesse viene deviato dalle particelle sul percorso target-satellite o b) viene riflessa di nuovo verso la superficie.....	22
Figura 5: effetto dell'atmosfera sull'irradianza solare.....	22
Figura 6: immagini in colori reali (a sinistra) e a falsi colori (a destra) del lago di Garda da dati MERIS.....	23
Figura 7: schema dell'interazione fra nutrienti, fitoplancton e ossigeno disciolto .....	28
Figura 8: distribuzione delle dimensioni delle particelle di origine sahariana (Fonte Eck et al., 1999).....	30
Figura 9: distribuzione della dimensione delle particelle di aerosol da incendio di biomassa (a sinistra) e di origine antropica (a destra), per tre diversi valori di AOT (Fonte Eck et al., 1999).....	31
Figura 10: temperatura dell'acqua a 5 e 250 m di profondità. Nei box, le date di rimescolamento totale (Fonte: APPA). ....	33
Figura 11: suddivisione del Lago di Garda a opera della faglia fra Sirmione e Punta San Virgilio (Fonte: Provincia di Verona). ....	34
Figura 12: carta batimetrica del Lago di Garda (Fonte: Barbanti 1974, modificato).....	35
Figura 13: andamento dei livelli di fosforo totale medio ponderato dei vari strati limnetici – stazione di Brenzone (fonte: ARPAV).....	36
Figura 14: concentrazione di fosforo totale lungo l'intera colonna d'acqua, misurata in campioni raccolti fra marzo 1997 e marzo 2011. In rosso sono evidenziati gli anni di circolazione (Fonte: Appa, modificato).....	36
Figura 15: concentrazione dell'ossigeno disciolto lungo l'intera colonna d'acqua. Le linee rosse indicano gli eventi di circolazione (Aprile 1997- Aprile 2011, fonte: APPA, modificato)..	37
Figura 16: concentrazione di chl-a e valori di temperatura superficiale del lago nel periodo 1990-2004. Le frecce blu indicano gli anni di circolazione completa (Fonte: APPA). ....	38
Figura 17: copertura del suolo, 2006 (Corine Land Use, livello 1).....	39
Figura 18: andamento della concentrazione di biomassa: la linea di tendenza mostra un andamento stagionale con generalmente un solo picco durante l'anno, tranne per alcune eccezioni come l'anno 2005, in cui si sono registrati picchi di concentrazioni in più periodi dell'anno (nell'autunno del quale si è registrato un picco di abbondanza di cianobatteri) (Fonte Salmaso, 2011).....	42

Figura 19: stazioni ARPA Lombardia (indicate in azzurro) e AERONET (in rosso) da cui sono state raccolte le misure in situ rispettivamente di qualità dell'aria e dei parametri fotometrici.....	48
Figura 20: punti di misurazione in situ della riflettanza della colonna d'acqua.....	49
Figura 21: stazioni di misura CNR e APPA della concentrazione di chl-a nella zona Sud del lago (a sinistra) e a Nord (a destra). ....	49
Figura 22: CCD (FONTE ESA, 2008). ....	54
Figura 23: effetto Smile a bordo camera (Fonte: ESA).....	56
Figura 24: ricampionamento secondo il metodo Nearest Neighbour. A tratto pieno i pixel ed i rispettivi baricentri dell'immagine originaria, tratteggiati quelli dell'immagine trasformata.....	57
Figura 25: interfaccia del software ENVI per la georeferenziazione delle immagini.....	57
Figura 26: interfaccia grafica del 6SV.....	59
Figura 27: interpolazione dei dati dei valori di AOT delle stazioni di Ispra, Modena e Venezia. I valori sono pesati con l'inverso del quadrato della distanza dal punto in centro lago. ....	60
Figura 28: interfaccia per l'uso di BOMBER, tramite cui è possibile assegnare i valori di partenza ed i parametri delle IOP. ....	63
Figura 29: ROI (Region of Interest) utilizzate in ambiente ENVI per l'estrazione dei dati di chl-a, AOT 550 e trasparenza. In rosso è la zona Nord, in blu la zona Pelagica, in ciano la zona Desenzano e in verde la zona Peschiera.....	65
Figura 30: superfici invarianti a est del lago di Garda, utilizzate in fase di validazione della correzione atmosferica.....	70
Figura 31: fioritura algale nel lago di Ledro.....	74
Figura 32: mappe di chl-a e trasparenza realizzate in ambiente ENVI per la visualizzazione dell'andamento del parametro sull'intera superficie del lago.....	75
Figura 33: in rosso area pelagica per cui si sono estratti i valori di chl-a.....	77
Figura 34: immagine del passaggio del <i>dust</i> sahariano prodotta dal modello BSC-DREAM8b, 26 marzo 2007, 12:00 UTC (Fonte: BSC).....	78
Figura 35: andamento e mappe della concentrazione di chl-a per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 23-26 marzo 2005 (DOY 82-85. La freccia rossa indica la data del passaggio di <i>dust</i> ).....	79
Figura 36: sequenza di immagini SEVIRI del 28 luglio 2005 (DOY: 209) da cui è possibile distinguere il passaggio del <i>dust</i> (in magenta; in marrone è rappresentata la copertura nuvolosa).....	81
Figura 37: andamento e mappe della concentrazione di chl-a per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 28 luglio 2005 (DOY: 209. La freccia rossa indica la data del passaggio di <i>dust</i> ).....	82

Figura 38: immagine SEVIRI del 5 ottobre 2007 (DOY 278) da cui è possibile distinguere il passaggio del <i>dust</i> (in magenta; in marrone è rappresentata la copertura nuvolosa).....	85
Figura 39: andamento e mappe della concentrazione di chl-a per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 5-9 ottobre (DOY: 278-282. La freccia rossa indica la data del passaggio di <i>dust</i> ).....	85
Figura 40: immagine del passaggio del dust sahariano prodotta dal modello BSC-DREAM8b, 28 maggio 2008, 12:00 UTC (Fonte: BSC).....	88
Figura 41: andamento e mappe della concentrazione di chl-a per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 28 maggio 2008 (DOY 148. La freccia rossa indica la data del passaggio di <i>dust</i> ).....	88
Figura 42: andamento e mappe della concentrazione di chl-a per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento. Nel grafico è mostrato anche l'andamento della temperatura superficiale del lago (LST).....	89
Figura 43: diagramma a blocchi contenente alcuni dei parametri utilizzabili per la costruzione di un albero decisionale.....	92

## INDICE DELLE TABELLE

Tabella 1: finestre atmosferiche. ....	16
Tabella 2: percentuali medie europee dei principali componenti del <i>dust</i> sahariano (fonte: Goudi et al. 2001). ....	29
Tabella 3: specie presenti nelle acque del lago di Garda e relativa provenienza (Fonte: ARPA, 2004). ....	44
Tabella 4: data di acquisizione e utilizzo delle 70 immagini MERIS. ....	47
Tabella 5: misure <i>in situ</i> della concentrazione di chl-a. ....	50
Tabella 6: bande SEVIRI. ....	51
Tabella 7: bande MERIS. ....	53
Tabella 8: modelli di aerosol utilizzati per la correzione atmosferica delle immagini. ....	60
Tabella 9: valori medi e valori soglia dei parametri utilizzati per l'individuazione della deposizione di dust sahariano. ....	66
Tabella 10: valori del coefficiente di correlazione $R^2$ stimato fra le misure di riflettanza in situ e le stime ottenute con diversi valori di AOT a 550 nm. ....	69
Tabella 11: concentrazioni di chl-a misurate <i>in situ</i> e stimate da BOMBER e C2R utilizzate per la validazione dei prodotti. ....	71

## INDICE DEI GRAFICI

Grafico 1: valori medi di riflettanza normalizzati a 560 nm stimati da C2R e 6SV e misurati in situ per le quattro date. Sull'asse delle ascisse la lunghezza d'onda (nm). .....	67
Grafico 2: valori di riflettanza medi di tutti i valori, stimati dal 6SV combinato alla correzione dell'effetto speculare, normalizzata al valore a 560 nm, per diversi valori del parametro AOT.....	68
Grafico 3: errore assoluto rispetto alle misure <i>in situ</i> calcolato per ogni banda per le riflettanze stimate con due diversi valori di AOT, uno ricavato dai dati satellitari tramite C2R e uno dai dati AERONET. ....	69
Grafico 4: scatterogramma dei valori di concentrazione di chl-a stimati da C2R e BOMBER (sull'asse delle ordinate) e misurati <i>in situ</i> (sull'asse delle ascisse). ....	72
Grafico 5: andamento della concentrazione di chl-a e trasparenza stimate per l'anno 2005 per le quattro zone del lago. ....	73
Grafico 6: andamento della concentrazione di chl-a e trasparenza stimate per l'anno 2007 per le quattro zone del lago. Dove la linea è interrotta, non si sono inclusi i dati a causa della copertura nuvolosa o si sono utilizzate le stime BOMBER (da cui non si ha la trasparenza). ....	74
Grafico 7 a e b: a) andamento delle concentrazioni giornaliere di particolato per l'anno 2007 registrate presso la stazione ARPA di Ponti sul Mincio (MN) e b) andamento dei valori di AOT e Angstrom per l'anno 2007, registrati presso la centralina della rete AERONET di Ispra.....	76
Grafico 8: andamento delle concentrazioni di PM10 misurate presso la centralina ARPA di Bormio per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del periodo 23-26 marzo 2005 (DOY 82-85. La freccia rossa indica la data del passaggio di <i>dust</i> ). ....	78
Grafico 9: andamento di LST e chl-a per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 23-26 marzo 2005 (DOY 82-85. La freccia rossa indica la data del passaggio di <i>dust</i> ). ....	79
Grafico 10 a e b: a) andamento delle concentrazioni di PM10 misurate presso la centralina ARPA di Bosco Fontana e b) andamento di AOT e Angstrom misurati presso la stazione AERONET di Ispra per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 28 luglio 2005 (DOY: 209. La freccia rossa indica la data del passaggio di <i>dust</i> ). ....	80
Grafico 11: andamento di LST e chl-a per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 28 luglio 2005 (DOY: 209. La freccia rossa indica la data del passaggio di <i>dust</i> ). ....	82
Grafico 12 a e b: a) andamento delle concentrazioni di PM misurate presso le centraline ARPA di Bormio e Ponti sul Mincio e b) andamento di AOT e Angstrom misurati presso la stazione AERONET di Modena per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 5-9 ottobre (DOY: 278-282. La freccia rossa indica la data del passaggio di <i>dust</i> ). ....	84
Grafico 13: andamento di LST e chl-a per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 5-9 ottobre (DOY: 278-282. La freccia rossa indica la data del passaggio di <i>dust</i> ). ....	86
Grafico 14 a e b : a) andamento delle concentrazioni di PM misurate presso le centraline ARPA di Bormio e Ponti sul Mincio e b) andamento di AOT e Angstrom misurati presso la	

stazione AERONET di Modena per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 28  
maggio 2008 (DOY 148. La freccia rossa indica la data del passaggio di *dust*).....87

# ABSTRACT

L'utilizzo delle immagini satellitari e aviotrasportate per il monitoraggio delle acque è sempre più diffuso: l'alta risoluzione temporale e la possibilità di una visione sinottica dell'area in esame permettono di ottenere dati frequenti, su larga scala e a basso costo. In questo lavoro si sono usate 70 immagini MERIS, in combinazione a misure *in situ* di parametri di qualità dell'aria. Gli obiettivi principali sono stati:

- la produzione di mappe di concentrazione di clorofilla-a (chl-a) e trasparenza delle acque del lago di Garda tramite l'analisi delle immagini MERIS, effettuando un'analisi ed il confronto di due diversi procedimenti;
- l'analisi temporale e spaziale dell'andamento di chl-a e trasparenza, attraverso la creazione di un data-set di questi due parametri;
- l'individuazione e l'analisi degli effetti delle deposizioni di *dust* sahariano (aerosol di origine sahariana), sulla superficie del lago.

Per il processamento delle immagini sono stati usati in parallelo:

- la rete neurale BEAM-VISAT C2R;
- il codice di trasferimento radiativo 6SV ed il modello di inversione bio-ottica BOMBER.

L'analisi degli effetti delle deposizioni di *dust* sahariano (contenente elementi indispensabili alla crescita del fitoplancton) è stata condotta attraverso l'osservazione dell'andamento della concentrazione di chl-a, *proxy* dell'abbondanza del fitoplancton. Immagini dal radiometro SEVIRI e misure *in situ* hanno permesso di individuare diversi eventi di deposizione di *dust*. L'analisi delle mappe stimate da MERIS ha permesso di valutare un incremento della concentrazione di chl-a a seguito di eventi di *dust*, a prova dell'influenza positiva che può avere sulla componente fitoplanctonica. Data la complessità delle dinamiche della crescita fitoplanctonica, si sono valutati altri fattori che possono influenzarla e si è constatato che la deposizione del *dust* è uno dei fattori che concorre all'incremento di chl-a. L'analisi più approfondita di questi fattori e di ulteriori eventi, potrebbe costituire una base di sviluppi futuri di questo studio, volti alla creazione di un albero decisionale utile a definire in maniera univoca i casi di influenza fra qualità dell'aria e qualità dell'acqua.

# 1. INTRODUZIONE

Il *Remote Sensing* (Telerilevamento) si è ormai diffuso come strumento d'indagine dello stato e della qualità delle acque (interne, costiere e oceaniche). Gli obiettivi e gli approcci sono molteplici, ma tutti si basano sull'utilizzo delle proprietà dell'interazione fra l'energia elettromagnetica proveniente dal sole e la materia: osservando le modalità di interazione fra le zone superficiali dei corpi idrici e la luce solare lungo lo spettro elettromagnetico, è possibile ricostruire le caratteristiche e il contenuto delle sostanze otticamente attive presenti nella colonna d'acqua investigata, soprattutto nelle regioni spettrali del visibile, dell'infrarosso vicino e dell'infrarosso termico.

Grazie alla sua capacità di raccogliere dati frequentemente e su scala sia locale che ampia, il *Remote Sensing* permette un monitoraggio del bersaglio di indagine sistematico ad un costo relativamente accettabile (soprattutto se confrontato alle analisi limnologiche, di cui il *Remote Sensing* rappresenta un ottimo metodo di integrazione (Bresciani et al., 2011) consentendo la ricostruzione dell'andamento dei parametri di qualità delle acque. E' stato utilizzato per valutare questi ultimi in diversi laghi europei: nei bacini spagnoli (Simis et al., 2007); nei laghi boreali (Voutilainen et al., 2007; Paavel et al., 2007; Kutser et al., 2005; Strömbeck e Pierson, 2001); nei laghi prealpini (Guanter et al., 2010; Odermatt et al., 2010; Odermatt et al., 2008a; Albert e Peter, 2006; Giardino et al., 2005; Keller, 2001); nei laghi italiani (Giardino et al., 2010; Bresciani et al., 2009); in piccoli laghi inglesi (Hunter et al., 2010; George e Malthus, 2001) olandesi e belgi (Van Mol e Ruddick, 2005; Dekker et al., 2001; Dekker et al., 2002).

Soprattutto nel quadro della Direttiva Europea (WFD, *Water Frame Directive*) sul controllo e la gestione delle acque, le tecniche di monitoraggio legate al *Remote Sensing* possono trovare largo impiego, come strumento di raccolta dati ad integrazioni delle analisi *in situ*: il monitoraggio rappresenta una parte fondamentale dell'implementazione della WFD, per valutare lo stato delle acque e gli effetti delle misure intraprese, nonché lo stato di avanzamento verso gli obiettivi preposti. La WFD obbliga gli stati membri a monitorare tutti quei bacini con area maggiore di 0.5 Km<sup>2</sup>, con una frequenza delle analisi di tre mesi, anche se recenti studi suggeriscono che questo intervallo venga ridotto. In Italia, il numero di analisi dell'abbondanza di fitoplancton (uno dei parametri utilizzati per valutare la qualità delle acque) è stato fissato a sei per anno: poiché la struttura delle comunità fitoplanctoniche possono variare molto velocemente, è cruciale la scelta delle date di campionamento. Il numero di campionamenti fissato è però un compromesso fra il poter considerare la variabilità stagionale del fitoplancton e il costo delle operazioni.

Dai sensori satellitari è possibile monitorare l'andamento della clorofilla-a (chl-a), indicatore dell'abbondanza di fitoplancton (ad esempio nel lago di Garda la correlazione tra fitoplancton e chl-

a è pari a  $r = 0.77$  (Salmaso et al., 1998)): ad una variazione della concentrazione di chl-a, è associata la variazione della riflettanza della superficie acquatica nella regione dello spettro elettromagnetico fotosinteticamente attiva, rilevabile da remoto, dovuta principalmente all'assorbimento della radiazione luminosa da parte del pigmento fotosintetico.

Il primo obiettivo di questa tesi è stata la produzione di mappe di concentrazione di clorofilla-a (chl-a) e trasparenza delle acque del lago di Garda tramite l'analisi delle immagini MERIS (*MEdium Resolution Imaging Spectrometer*), un radiometro a bordo del satellite ENVISAT-1, attivo dal 2002 al 2012, che verrà sostituito nei prossimi anni dai nuovi satelliti Sentinel dell'ESA. I prodotti sono stati ottenuti effettuando un'analisi ed il confronto di due procedimenti utilizzati per stimare i parametri di qualità delle acque a partire da immagini satellitari. Sono state per questo elaborate 70 immagini MERIS ed analizzati i risultati da esse ottenute attraverso i due procedimenti, che hanno visto l'uso rispettivamente della rete neurale implementata dall'ESA, BEAM-VISAT C2R (*Case-2-Regional*) (Fomferra e Brockmann, 2006) e il *tool* BOMBER implementato da IREA-CNR basato su modellistica bio-ottica (Giardino et al., 2012),

Secondo scopo è stata l'analisi, attraverso la creazione di un data-set di prodotti di concentrazione di chl-a e trasparenza, dell'andamento di queste proprietà otticamente attive delle acque del lago di Garda. L'andamento è stato valutato su due periodi: l'estate del 2005 e l'intero anno 2007; questi periodi temporali sono stati individuati come anni di particolare interesse sia per l'elevata disponibilità di dati satellitari e di misure *in situ* che ne permettono la validazione, sia perché scelti all'interno del progetto SINOPIAE, in cui si inserisce questo lavoro di tesi, essendo stati anni interessati da numerosi eventi di *dust* sahariano.

Terzo obiettivo di questa tesi è stata infatti l'individuazione e l'analisi degli effetti delle deposizioni di *dust* sahariano (aerosol di origine sahariana), sulla superficie del lago di Garda, un bacino oligotrofico situato nell'arco subalpino dell'Italia settentrionale.

Questo lavoro di tesi si inserisce nel contesto del progetto SINOPIAE (Sistema prototipale multi-sorgente INtegrante tecniche di Osservazione multispettrale da satellite, aeromobile e a terra per il monitoraggio multi-scala della variazione di Indicatori ambientali legata ai costituenti Atmosferici e dispersione Energetica), finanziato dalla regione Lombardia per il biennio 2012-2014. Il progetto ha come obiettivo la realizzazione di un sistema prototipale che operi nella regione Lombardia per il monitoraggio multi-scala dei parametri ambientali di:

- concentrazione di costituenti atmosferici alla superficie (gas e aerosol) in ambito urbano e non;
- discriminazione della componente naturale e antropica degli aerosol;
- quantificazione delle dispersioni termiche in ambito urbano;

- quantificazione degli effetti climatici diretti degli aerosol naturali e antropici.

Il sistema servirà alla comprensione dei processi meteo-climatici a scala regionale indotti dalle attività antropiche, attraverso la realizzazione di moduli preposti alle valutazioni:

- degli effetti dell'inquinamento atmosferico (gas e aerosol) su scala regionale e su ambienti scarsamente antropizzati come laghi e ghiacciai;
- della dispersione energetica su scala urbana;
- degli effetti diretti degli aerosol sul bilancio di radiazione del sistema superficie-atmosfera alla scala regionale.

Queste attività saranno effettuate tramite l'integrazione di osservazioni da sensori a terra, su aeromobile e satellite ed attraverso l'impiego di modelli che considerino la meteorologia, il trasporto, la dispersione e la chimica degli inquinanti e la loro interazione con gli aspetti radiativi. Fra le diverse fasi del progetto, è prevista la valutazione di indicatori ambientali e del loro andamento in funzione dei parametri atmosferici su aree rappresentative del territorio regionale lombardo che indichino:

- la relazione tra qualità dell'aria e qualità dell'acqua e dei ghiacciai;
- l'effetto dell'inquinamento dell'aria sullo stato di qualità delle acque interne;
- la relazione tra tipologia, origine e composizione chimica dell'aerosol e la qualità dell'acqua.

All'interno del progetto SINOPIAE è previsto l'acquisto di un fotometro solare CIMEL che sarà installato a Sirmione (BS) e che permetterà di avere dati continui sui parametri chimico-fisici dell'atmosfera.

I dati satellitari, permettendo di osservare anche l'evoluzione dei parametri atmosferici, rappresentano un utile strumento per l'indagine dell'interazione fra qualità dell'aria e qualità dell'acqua (Volpe et al., 2009). Per questa tesi, si sono quindi cercati, attraverso l'uso di dati di qualità dell'aria misurati *in situ* e di immagini del radiometro SEVIRI (*Spinning Enhanced Visible and InfraRed Imager*) a bordo del satellite MSG dell'ESA, alcuni eventi di *dust*, per analizzarne gli effetti della deposizione sul lago di Garda, in particolare sulla concentrazione di chl-a.

Esistono ad oggi numerosi studi sull'effetto della deposizione delle sostanze trasportate dagli aerosol (di origine desertica, antropogenica, vulcanica o legata all'incendio di biomasse) sulla superficie di acque oceaniche, costiere, d'estuario ed interne (Herut et al., 1999; Develi et al., 2006; Guerzoni et al., 1999; Reche et al., 2009). Diversi sono gli studi sull'impatto della deposizione secca ed umida di Azoto (N) e Fosforo (P) in acque oligotrofiche nelle quali si è stimato che i nutrienti di derivazione atmosferica sono un'importante frazione dei nutrienti disponibili nella parte superiore della colonna d'acqua, soprattutto nei periodi di stratificazione (Markaki et al., 2003). Molti studi si occupano degli effetti della deposizione di metalli contenuti in tracce (es. Alluminio e Ferro),

soprattutto dove questi possano essere ritenuti fattori limitanti alla crescita di organismi vegetali. In particolare, la cosiddetta ipotesi di fertilizzazione delle acque da parte del *dust* sahariano prevede l'incremento dell'abbondanza del fitoplancton a seguito di eventi di *dust* e di deposizione di questo, grazie alle sostanze minerali e ai nutrienti (soprattutto Fosforo e Ferro) in esso contenuti. Sono pochi invece gli studi (Luo et al., 2011; Mladenov et al., 2011) sull'effetto di questi eventi su acque interne, come ci si propone di fare nell'ambito di questa tesi.

## 2. IL TELERILEVAMENTO

Il Telerilevamento è definibile come quel insieme di tecniche, strumenti e mezzi interpretativi che permettono di estendere e migliorare le capacità percettive dell'occhio umano, fornendo all'osservatore informazioni qualitative e quantitative su oggetti posti a distanza e quindi sull'ambiente circostante, con l'obiettivo di produrre mappe tematiche delle superfici investigate e indagare sui loro processi dinamici e cambiamenti, per l'osservazione dei cambiamenti nell'uso del suolo, la ricerca e la protezione delle risorse naturali e per tracciare le interazioni tra biosfera, atmosfera, idrosfera e geosfera. I vantaggi sono la possibilità di una visione sinottica, potendo osservare contemporaneamente estese porzioni di territorio, di una ripresa multispettrale, che permette di estendere le osservazioni a informazioni di solito non visibili all'occhio umano, di una ripresa multitemporale, permettendo di osservare le medesime superfici ad intervalli di tempo regolari.

Il Telerilevamento utilizza le informazioni veicolate dalle onde elettromagnetiche, il visibile (luce) e il non visibile (ultravioletto, infrarosso, microonde), in tutte le sue forme di interazione con la superficie terrestre per indagare quest'ultima. Lo scopo primario è la produzione di cartografia tematica del territorio, mediante l'uso di sensori terrestri, aerotrasportati o spaziali.

Qualunque superficie esterna di un corpo, a temperatura superiore allo zero assoluto, emette radiazioni elettromagnetiche proprie che dipendono dalla temperatura del corpo e dalla natura della superficie. La stessa superficie riflette, assorbe o si lascia attraversare dalle radiazioni elettromagnetiche provenienti dall'esterno. I dispositivi per il Telerilevamento registrano questa energia (sia riflessa che emessa) tramite sensori attivi o passivi, a seconda che siano o meno loro stessi fonte della radiazione riflessa dai bersagli osservati (i radar sono un esempio di sensori attivi). Il trasferimento dell'energia elettromagnetica si manifesta sia con le proprietà di un'onda, sia di corpuscoli elementari. L'onda è definita da tre parametri fondamentali:

- la lunghezza d'onda  $\lambda$ , ovvero la distanza che separa due creste consecutive dell'onda, misurata in  $\mu\text{m}$  o  $\text{nm}$ ;
- la frequenza  $\nu$ , l'inverso della lunghezza d'onda e misurata in  $\text{Hz}$ , è il numero dei picchi passanti per un determinato punto nello spazio in un dato intervallo di tempo;
- l'ampiezza  $A$ , equivalente all'altezza di ogni picco, è misurata come un'energia in  $[\text{W m}^{-2} \mu\text{m}^{-1}]$ .

Lo spettro elettromagnetico è la distribuzione monodimensionale continua dell'energia elettromagnetica, ordinata normalmente per lunghezze d'onda crescenti, da lunghezze d'onda "piccolissime" (non esistono fisicamente energia con lunghezza d'onda nulla) fino alla corrente elettrica continua (lunghezza d'onda infinita).

In funzione della lunghezza d'onda si parla di banda dei raggi cosmici, dei raggi  $\gamma$ , dei raggi x, dell'ultravioletto (UV), del visibile (VIS), dell'infrarosso (IR), delle microonde (MW) e onde radio. Lo spettro utile per i sistemi di Telerilevamento passivi viene definito finestra ottica e comprende lunghezze d'onda da 100 nm a 20  $\mu\text{m}$ . Le bande elencate nella tabella 1 non sono fra loro contigue, ma sono localizzate nelle cosiddette finestre atmosferiche ovvero zone dello spettro di particolare trasparenza dell'atmosfera: si evitano, invece, quelle per cui l'atmosfera risulta opaca.

Tabella 1: finestre atmosferiche.

Banda	Banda	Intervallo $\lambda$
Ultravioletto UV	Ultravioletto	100 - 380 nm
Visibile VIS	Violetto	380 - 430 nm
	Blu	430 - 475 nm
	Blu-verde	475 - 490 nm
	Verde	490 - 550 nm
	Giallo	550 - 580 nm
	Arancio	580 - 620 nm
	Rosso	620 - 750 nm
Infrarosso IR	IR vicino NIR	0.75 - 0.9 $\mu\text{m}$
		0.9 - 1.3 $\mu\text{m}$
	IR onde corte SWIR	1.5 - 2.5 $\mu\text{m}$
	IR onde medie MWIR	3.5 - 5.2 $\mu\text{m}$
	IR termico TIR	7.0 - 20 $\mu\text{m}$

L'energia trasportata dalle onde elettromagnetiche è la grandezza fondamentale della radiometria ed è definita dall'energia radiante  $Q$ : l'energia trasferita nell'unità di tempo è detta flusso radiante (o potenza)  $\Phi$  con:

$$\Phi = \frac{dQ}{dt} \quad [W] \quad [Eq. 1]$$

La densità di flusso radiante è il rapporto fra il flusso radiante e l'unità di superficie  $dA$ . A seconda che si tratti di un flusso uscente o incidente su di una superficie, lo si definisce rispettivamente exitanza  $M$  o irradianza  $E$ :

$$M = \frac{d\Phi_{uscente}}{dA} \quad [W / m^2] \quad E = \frac{d\Phi_{incidente}}{dA} \quad [W / m^2] \quad [Eq. 2,3]$$

L'exitanza può essere ulteriormente specificata nelle due componenti, quella effettivamente emessa dalla superficie, l'emittanza, e quella riflessa, l'exitanza riflessa.

La radianza, grandezza di fondamentale importanza per il Telerilevamento, è il valore del flusso radiante per unità di superficie  $dA$  e di angolo solido  $d\omega$ , secondo una certa direzione e misurata su un piano ortogonale a tale direzione:

$$L = \frac{\left( d \frac{d\Phi}{dA \cdot \cos \theta} \right)}{d\omega} = \frac{d^2\phi}{dA \cdot \cos \theta \cdot d\omega} \quad [W \ m^{-2}sr^{-1}] \quad [Eq. 4]$$

Le quattro relazioni fondamentali che regolano le caratteristiche dell'energia elettromagnetica ed i meccanismi di interazione con la materia sono le leggi di *Planck*, di *Stefan-Boltzmann*, di *Wien* e di *Kirchoff*.

La legge di *Planck* permette di stimare l'andamento della potenza emessa dalle superfici in funzione della loro temperatura e della lunghezza d'onda. Qualunque superficie, posta a temperatura maggiore dello zero assoluto, emette radiazioni elettromagnetiche proprie su tutto lo spettro: la quantità e il tipo di radiazione emessa dipendono dalla temperatura e dalla natura della superficie stessa:

$$M_{\lambda,T} = \frac{cC_1}{4\lambda^5 \left( e^{\frac{C_2}{\lambda T}} - 1 \right)} \quad [W \ m^{-2}\mu m^{-1}] \quad [Eq. 5]$$

dove  $C_1$  e  $C_2$  sono costanti pari a:  $C_1 = 3.7413 \cdot 10^8$  e  $C_2 = 1.43878 \cdot 10^4$  e  $c$  è la velocità della luce nel vuoto.

Alcune superfici emettono e assorbono energia più facilmente di altre: questa caratteristica viene descritta dal coefficiente di emissività  $\epsilon_\lambda$ , dato dal rapporto fra l'energia emessa da una superficie e quella che emetterebbe una superficie di corpo nero alla medesima temperatura, per ogni data lunghezza d'onda.

$$\epsilon_\lambda = \frac{M_{\lambda,T}}{M_{\lambda,T(di \ corpo \ nero)}} \quad [Eq. 6]$$

Può definirsi corpo nero un corpo avente una superficie ideale che per ogni data temperatura  $T$  emette la massima quantità possibile di energia elettromagnetica ed è in grado di assorbire totalmente l'energia su di essa incidente (a qualunque lunghezza d'onda). Il comportamento di un corpo nero è descritto dalla legge di *Planck*.

Per tutte le superfici reali, vale ancora la legge di *Planck* e le leggi descritte in seguito, a meno di un fattore moltiplicativo rappresentato proprio dal coefficiente di emissività:

$$M_{\lambda,T} = \epsilon_\lambda \frac{cC_1}{4\lambda^5 \left( e^{\frac{C_2}{\lambda T}} - 1 \right)} \quad [W \ m^{-2}\mu m^{-1}] \quad [Eq. 7]$$

I sensori passivi del Telerilevamento misurano l'energia emessa dalle superfici insieme a quella riflessa, la cui fonte è ovviamente il Sole. Il Sole ha un picco di energia emessa attorno a  $0.5 \mu m$

(luce giallo-verde). È invece relativamente "spento" nella banda dell'infrarosso termico, in corrispondenza della quale si ha il picco di emissione della Terra.

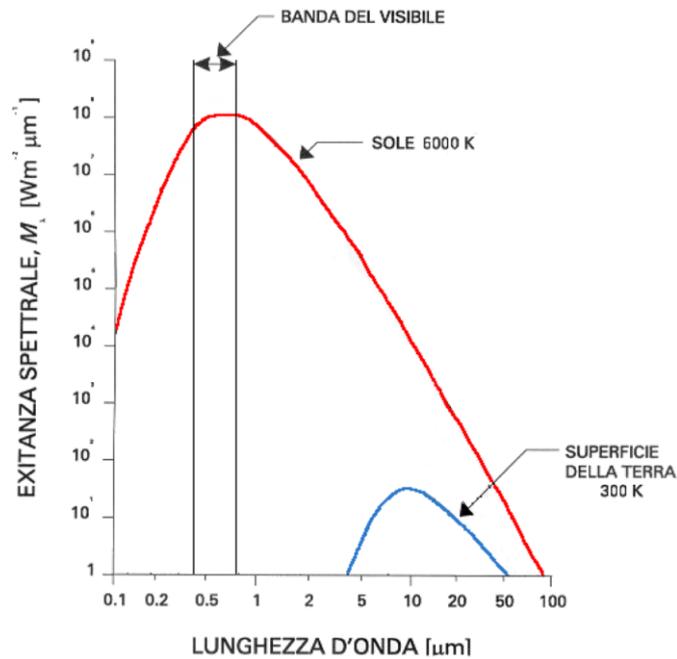


Figura 1: exitanza di Sole e Terra in funzione della lunghezza d'onda.

Integrando l'equazione di *Planck* su tutte le lunghezze d'onda si ottiene l'equazione di *Stefan-Boltzmann*, che definisce la potenza totale emessa in funzione della temperatura del corpo.

$$M_T = \int \varepsilon_\lambda \frac{cC_1}{4\lambda^5 \left( e^{\frac{c_2}{\lambda T}} - 1 \right)} d\lambda = \sigma T^4 \quad [W \ m^{-2}] \quad [Eq. 8]$$

dove  $\sigma$  è la costante di *Stefan-Boltzmann* pari a  $5.67 \cdot 10^{-8} [W \ m^{-2} \ k^{-4}]$ .

L'inverso di questa relazione permette di stimare la temperatura della superficie considerata (è stata stimata così la temperatura del Sole).

La terza legge, detta anche *legge dello spostamento*, è la legge di *Wien*, la quale fornisce, in funzione della temperatura di un corpo che segue la legge di *Planck*, la lunghezza d'onda per la quale si ha massima emissione: la lunghezza decresce al crescere di quest'ultima secondo la relazione:

$$\lambda_{\max} = \frac{2898}{T} \quad \left[ \mu m \right] \quad [Eq. 9]$$

Infine la legge di *Kirchhoff*, fornisce la relazione tra i coefficienti di assorbimento ( $\alpha_\lambda$ ), riflessione ( $\rho_\lambda$ ), trasmissione ( $\tau_\lambda$ ) e emissività ( $\varepsilon_\lambda$ ). Come scritto precedentemente, infatti, la materia interagisce con l'energia trasportata dalle onde elettromagnetiche, assorbendola, riflettendola o lasciandosi

attraversare da essa. I coefficienti descrivono in quali frazioni l'energia viene rispettivamente assorbita, riflessa, trasmessa e emessa. Per il principio di conservazione dell'energia:

$$\alpha + \rho + \tau = 1 \quad [Eq. 10]$$

La legge di *Kirchhoff* afferma che per un corpo nero il coefficiente di emissività spettrale  $\epsilon_\lambda$  è uguale al coefficiente di assorbimento spettrale  $\alpha_\lambda$ . Quindi un buon “radiatore” alla lunghezza d’onda  $\lambda$  è anche un buon “assorbitore” nella stessa lunghezza d’onda.

Ultima grandezza indispensabile per l'uso del Telerilevamento quale strumento di monitoraggio è la riflettanza alla superficie, ovvero il rapporto tra la radianza misurata in una specifica geometria di osservazione (zenit e azimut) e una sorgente di illuminazione diretta in un angolo solido infinitamente piccolo, ricavata dalle immagini satellitari in seguito ai processi di correzione che verranno descritti nei prossimi paragrafi.

Grazie alle caratteristiche dell'interazione fra energia e materia, per ogni superficie si può costruire un grafico della capacità di riflessione, in funzione della lunghezza d’onda della radiazione incidente. Questo grafico si chiama “firma spettrale”: essendo funzione delle caratteristiche fisiche e chimiche della superficie indagata, la firma spettrale permette di classificare e monitorare le superfici bersaglio.

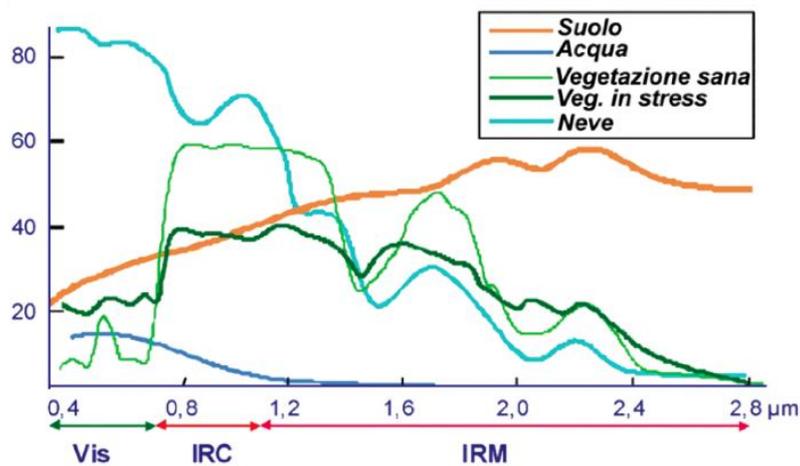


Figura 2: alcuni esempi di firma spettrale (Fonte: Bresciani et al., 2011).

## 2.1 Le interazioni con l'atmosfera terrestre

La Terra possiede un'atmosfera (un involucro gassoso) caratterizzata da una struttura piuttosto complessa e suddivisa in più strati, che in ordine di altezza al di sopra del suolo sono: troposfera, stratosfera, mesosfera, ionosfera (o termosfera), esosfera. È composta principalmente da azoto (N<sub>2</sub>, 78%), ossigeno (O<sub>2</sub>, 21%) e in piccola parte vapore acqueo, biossido di carbonio e ozono, oltre a neon, elio, metano, idrogeno, krypton e xeno.

La presenza dell'atmosfera provoca distorsioni nel segnale radiometrico misurato. La radiazione,

infatti, nel doppio percorso che fa dalla sorgente (il Sole) al bersaglio (la superficie terrestre) e viceversa, interagisce con le particelle costituenti l'atmosfera (molecole di gas e aerosol) tramite due meccanismi principali: la diffusione e l'assorbimento. La diffusione o *scattering* ridistribuisce la radiazione cambiandone la direzione di propagazione: molecole e particelle diventano così sorgenti di radiazione, causando l'aumento dei valori di radianza misurati. In particolare uno studio condotto da *Rayleigh* nel 1871 permise di ricavare una legge generale per cui l'intensità della luce diffusa è inversamente proporzionale alla quarta potenza della lunghezza d'onda considerata. La legge di *Rayleigh* è applicabile quando le particelle sono di dimensioni molto minori di  $\lambda$ . Quando le particelle sono di dimensioni confrontabili con la lunghezza d'onda considerata, si applica la legge di *Mie*, la quale tende a influenzare di più le lunghezze d'onda più lunghe della parte visibile dello spettro, dal giallo al rosso, e quando le particelle in questione possono dirsi spazialmente indipendenti le une dalle altre. È il caso di fumi e polveri nella bassa atmosfera, che provocano foschia in aree densamente industrializzate. Infine, quando la diffusione è dovuta alla presenza di particelle di dimensioni molto maggiori rispetto a quelle delle lunghezze d'onda con cui interagiscono, si parla di diffusione non-selettiva: riguarda tutte le lunghezze d'onda visibili e l'infrarosso vicino e medio e, per questo motivo, l'effetto è un diffuso aspetto lattiginoso (ne è un esempio la nebbia).

L'atmosfera (per la sua composizione) è opaca in alcune bande dello spettro, ovvero assorbe le radiazioni in corrispondenza di queste bande: l'assorbimento spettrale riduce la quantità di energia disponibile in una data lunghezza d'onda. Vi sono però, come già descritto, finestre di trasparenza che vengono quindi sfruttate dai sensori: le più importanti sono quella del visibile, dell'infrarosso vicino (NIR), dell'infrarosso medio e delle microonde (tab. 1).

Assorbimento e diffusione danno come risultato globale una riduzione del contrasto tra gli oggetti osservati e, quindi, un degrado dell'immagine. Esistono modelli di correzione che permettono di ridurre o eliminare il contributo atmosferico nelle immagini telerilevate. È infatti possibile stimare il contributo atmosferico e correggerne quindi i dati dagli effetti per mezzo di modelli implementati nei codici di trasferimento radiativo (RTC): tali modelli affrontano il problema della modellizzazione dell'effetto atmosferico basandosi su un accurato approccio all'assorbimento dei gas atmosferici, una completa trattazione dei processi di diffusione e una valutazione dell'interazione tra i due processi.

### **2.1.1 Aerosol**

Con aerosol atmosferico si intende la materia allo stato di liquido o solido sospeso in aria. L'effetto sulla propagazione dell'energia è funzione delle proprietà fisiche (forma e dimensione delle particelle, distribuzione spaziale, indice di rifrazione) e chimiche dell'aerosol, che dipendono a loro

volta dall'origine e dal processo di formazione dell'aerosol stesso. Principalmente, un aerosol si può formare per (Brivio et al., 2006):

- distacco di particelle microscopiche ad opera degli agenti atmosferici dalla superficie terrestre;
- liberazione di sale marino in aria, dovuta allo scoppio di bolle d'aria sulla superficie del mare (*spray* marino);
- formazione di nuclei di condensazione da parte di gas chimicamente attivi (solfati e nitrati) emessi da sorgenti sia naturali che antropiche.

Gli aerosol giocano un ruolo fondamentale nell'assorbimento atmosferico: questo è quasi esclusivamente provocato dalla presenza di carbonio elementare, che, essendo un forte conduttore, assorbe coi suoi elettroni energia in maniera non selettiva. Il risultato è una forte riduzione dell'energia in corrispondenza di qualunque lunghezza d'onda, in proporzioni variabili a seconda delle dimensioni delle particelle dell'aerosol.

Giocano però anche un importante ruolo nella riflessione dei fotoni (*scattering*), che essendo deviati verso il sensore contribuiscono al segnale registrato da questo. Si possono verificare tre diversi fenomeni:

- alcuni fotoni vengono deviati prima che raggiungano la superficie. Il loro contributo non porta informazioni riguardo la superficie target (figura 3, a). I rimanenti possono essere deviati verso questa (figura 3, b), aumentando la quantità di energia che va a colpirla (dando un contributo utile al segnale);

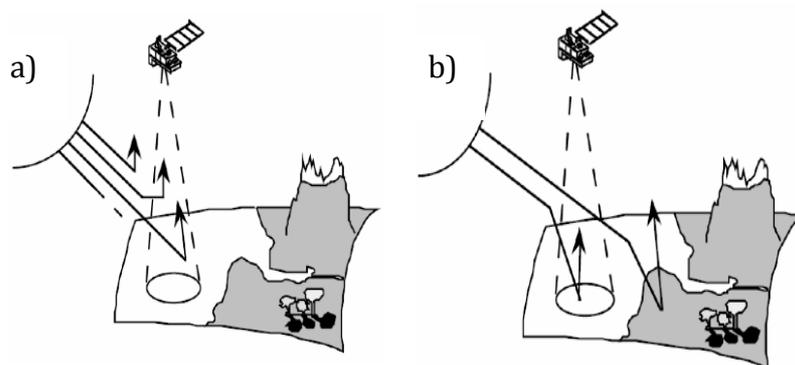


Figura 3: a) deviazione dell'energia da parte dell'atmosfera. b) L'energia che raggiunge la superficie viene riflessa verso il sensore.

- il segnale riflesso da altre superfici diverse da quella d'interesse viene deviato dalle particelle sul percorso target-satellite e va a contribuire al segnale registrato. Se queste superfici sono uniformi a quella target, questa componente del segnale è utile, altrimenti è di nuovo un disturbo (effetto ambientale) (figura 4, a);

- infine parte dei fotoni riflessi dalle superfici può essere riflessa di nuovo verso la superficie target,

contribuendo ad illuminarla, dando un contributo utile al segnale (figura 4, b).

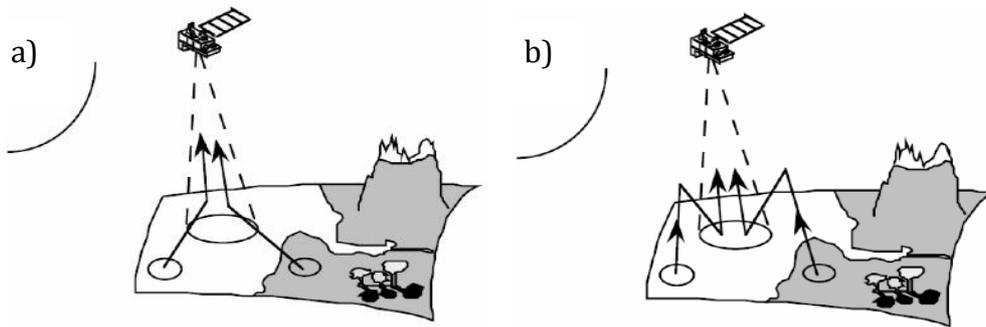


Figura 4: a) il segnale riflesso da altre superfici diverse da quella d'interesse viene deviato dalle particelle sul percorso target-satellite o b) viene riflessa di nuovo verso la superficie.

### 2.1.2 I gas

L'ozono ha un elevato coefficiente di assorbimento nei confronti delle radiazioni ultraviolette (UV) con  $\lambda$  inferiori a 300 nm, un buon assorbimento attorno ai 600 nm nel visibile e tra 9 e 10  $\mu\text{m}$  nell'IR termico. Il vapore acqueo ha un coefficiente di assorbimento molto variabile lungo lo spettro: i massimi si hanno in corrispondenza di 0.9 e 1.1  $\mu\text{m}$  nonché 1.4, 1.9 e 2.6  $\mu\text{m}$  (dove l'assorbimento è quasi totale: la trasmittività si riduce a 0.1% circa). L'ossigeno ha un picco di assorbimento nell'IR e nel visibile a 760 e 770 nm. L'anidride carbonica mostra un forte assorbimento per lunghezze d'onda maggiori di 1.5  $\mu\text{m}$ , caratteristica a cui si deve l'effetto serra di questo gas. Infine, il biossido d'azoto ( $\text{NO}_2$ ) e l'anidride solforosa ( $\text{SO}_2$ ) hanno un forte potere assorbente rispettivamente in corrispondenza del blu e nella regione UV.

Nella figura 5 si vede qual è l'effetto complessivo dell'assorbimento atmosferico per le lunghezze d'onda del visibile e dell'IR.

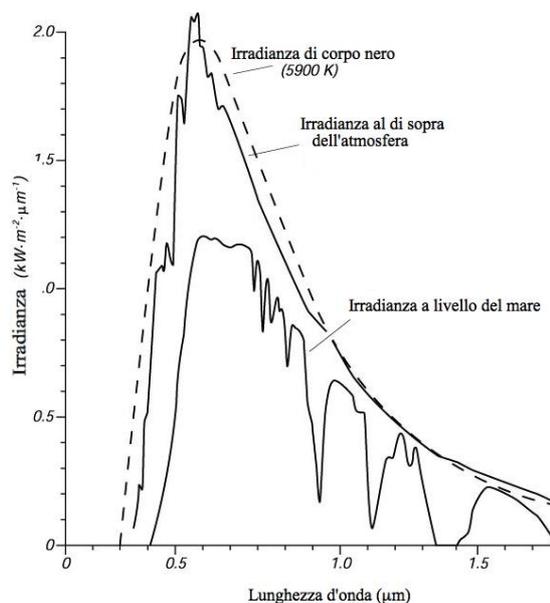
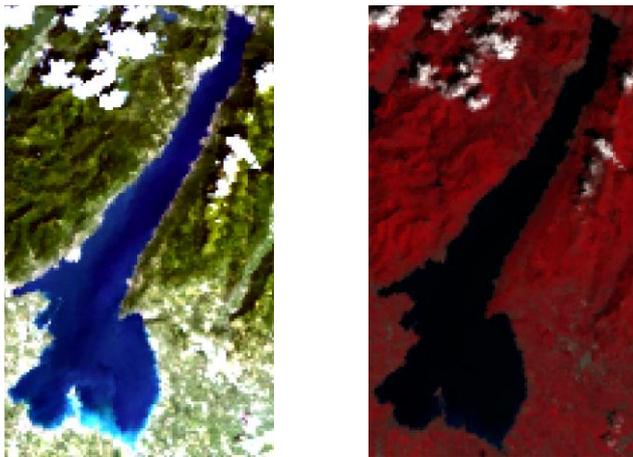


Figura 5: effetto dell'atmosfera sull'irradianza solare.

### 3. TELERILEVAMENTO E ACQUA: STATO DELL'ARTE

Per i suoi vantaggi, il Telerilevamento si presta bene a integrare le metodologie limnologiche generalmente utilizzate per il monitoraggio della qualità delle acque di oceani, laghi, coste e altri ambienti acquatici.

Come precedentemente scritto, ogni superficie è caratterizzata da una particolare firma spettrale: l'acqua possiede uno specifico comportamento spettrale che contrasta con gli elementi del paesaggio al contorno (Bresciani et al., 2011). Se limpida, assorbe principalmente le radiazioni più lunghe del visibile e dell'infrarosso e diffonde quelle più corte (motivo per cui appare blu o blu-verde). La frazione di energia incidente riflessa (circa il 5%) è comunque molto bassa rispetto alle altre superfici. Nelle immagini della figura 6 si può osservare come per lunghezze d'onda corrispondenti all'infrarosso l'acqua appaia scura, assorbendo tutta la radiazione da cui viene colpita.



*Figura 6: immagini in colori reali (a sinistra) e a falsi colori (a destra) del lago di Garda da dati MERIS.*

L'interazione con l'energia elettromagnetica dipende però, oltre che dalla rugosità della superficie, anche da tutto ciò che nell'acqua è contenuto nonché dalla presenza del fondale (per specchi d'acqua poco profondi). Soprattutto nella banda del visibile dello spettro elettromagnetico, l'energia riflessa dalle superfici acquatiche contiene informazioni sui parametri di qualità dell'acqua otticamente attivi. Questi parametri sono così denominati perché regolano e modificano il comportamento spettrale dell'acqua stessa e sono dunque indagabili attraverso le tecniche di Telerilevamento. In particolare questi parametri sono: la presenza di fioriture algali, la concentrazione di pigmenti fotosintetici (in particolare chl-a), concentrazioni di sedimenti solidi sospesi (TSM), trasparenza, presenza di sostanze gialle (CDOM), temperatura superficiale, batimetria e copertura del fondale

(solo per acque poco profonde).

La presenza di TSM fa aumentare il segnale elettromagnetico emergente dalle acque nelle lunghezze d'onda del visibile e dell'infrarosso vicino. L'effetto è condizionato dal tipo di sedimento, dalla tessitura e dal colore, dalle condizioni di presa e dalla profondità della colonna d'acqua.

La trasparenza, definita come la profondità a cui arriva il 90% della luce incidente, è fortemente condizionata non solo dalle componenti disciolte o sospese, ma anche da fattori ambientali, quali il vento che, increspando la superficie dell'acqua, limita il passaggio della radiazione.

Le CDOM, che si trovano nelle acque a causa di tannini, acidi umici e fulvici liberati dal degradamento del materiale vegetale, hanno un forte assorbimento nelle lunghezze d'onda del blu e dei raggi UV (Bresciani et al., 2011).

La temperatura è invece stimabile grazie alle riprese effettuate nel canale dell'infrarosso termico.

Si possono dividere gli ambienti acquatici in due gruppi in funzione delle caratteristiche ottiche delle loro acque:

- le acque di caso-I sono otticamente più semplici, essendo la loro risposta spettrale funzione prevalentemente della clorofilla (ne sono esempi gli oceani, in cui le altre sostanze sono co-varianti con il fitoplancton e quindi con la chl-a);
- le acque di caso-II sono invece più complesse, poiché la loro risposta dipende anche da solidi sospesi e sostanze disciolte (CDOM) che possono variare indipendentemente l'uno dall'altro (Morel e Prieur, 1977; Morel, 1988; IOCCG, 2000). Di questa seconda categoria fanno parte le acque costiere e le acque interne e, quindi, il Lago di Garda, oggetto di studio di questa tesi.

I parametri otticamente attivi nelle acque possono essere stimati attraverso l'uso di diversi approcci (Bresciani et al., 2011):

- il 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;
- il metodo semi-empirico: utilizza specifiche regioni degli spettri dell'immagine e richiede la conoscenza delle caratteristiche spettrali delle sostanze otticamente attive indagate nell'acqua, per sviluppare algoritmi per queste componenti;
- il metodo analitico (bio-ottico): i modelli di inversione bio-ottica sono fondati su relazioni fisiche e permettono di ricavare i valori dei parametri di qualità in funzione dei valori di riflettanza delle superfici acquatiche.

Per la stima della concentrazione di clorofilla, utilizzata come *proxy* della concentrazione di fitoplancton, sono molti gli algoritmi disponibili per le acque di caso-II. Per acque molto produttive le lunghezze d'onda utilizzate dagli algoritmi di stima sono quelle intorno a 700 nm (Dall'Olmo et

al., 2003; Schalles, 2006; Gitelson et al., 2007; Bresciani et al., 2009; Cavalli et al., 2009; Santini et al., 2010) per acque più povere di nutrienti e per le acque di caso-I, si utilizzano anche le lunghezze d'onda del blu-verde (Baban, 1993; Giardino et al., 2007, Gons et al., 2002; Strömbeck e Pierson, 2001; Doerffer e Schiller, 2007; Gower e King, 2007; Bilgehan et al., 2009).

## 4. INTERAZIONE ARIA - ACQUA: STATO DELL'ARTE

Diversi studi negli ultimi decenni sono stati volti a dimostrare la relazione esistente fra qualità dell'aria e qualità dell'acqua, dovuta ai processi di scambio fra i due comparti che coinvolgono sostanze alla forma sia gassosa, che solida che liquida. Si è accertata l'importanza dell'apporto atmosferico, talvolta superiore a quello fluviale, e quantificati i flussi, dove possibile con i dati a disposizione, di Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, As, Hg, Sn (presenti soprattutto negli aerosol dominati dalla frazione antropogenica) e Al, Fe, Si, P e N sia nelle sue specie ossidate che ridotte (presenti principalmente negli aerosol minerali) (Duce et al., 1991), nelle acque del Mar Mediterraneo (Herut et al., 1999; Migon et al., 2001; Ridame e Guieu, 2002; Carbo et al., 2005), nelle acque oceaniche e, anche se meno diffusamente, nelle acque costiere (He et al., 2011) ed interne (lago Taihu (Cina), Luo et al., 2011).

Si è anche studiato l'effetto della deposizione delle sostanze trasportate dagli aerosol (di origine desertica, antropogenica, vulcanica o legata all'incendio di biomasse) sulla superficie di acque oceaniche, costiere, d'estuario ed interne (Herut et al., 1999, Develi et al. 2006; Guerzoni et al., 1999; Reche et al., 2009). Diversi sono gli studi sull'impatto della deposizione secca ed umida di N e P in acque oligotrofiche (per cui si è stimato che i nutrienti di derivazione atmosferica sono un'importante frazione dei nutrienti disponibili nella parte superiore della colonna d'acqua, soprattutto nei periodi di stratificazione (Markaki et al., 2003)) e della deposizione di metalli contenuti in tracce (i.e. Al, Fe), soprattutto dove questi possano essere ritenuti fattori limitanti alla crescita di organismi vegetali.

In particolare gli aerosol di origine sahariana ricchi in ossidi di silicio ( $\text{SiO}_2$ ), alluminio ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ), ferro ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), potassio ( $\text{K}_2\text{O}$ ) (Goudi et al., 2001), ma anche di fosforo P e azoto N, apportano una quantità non trascurabile di nutrienti e metalli, soprattutto per le acque oligotrofiche. In particolare non sono trascurabili gli effetti sulla dinamica delle popolazioni fitoplanctoniche, studiati nel bacino del mar Mediterraneo anche da Develi et al. (2006) e da Izquierdo et al. (2012), bacino ampiamente influenzato dalla vicinanza al deserto sahariano: diversi studi hanno mostrato fioriture algali estive in risposta alla deposizione di N e P a seguito di eventi di *dust*. (Herut et al., 1999; Ridame e Guieu, 2002). Il fitoplancton, infatti, trasforma i nutrienti presenti nello strato eufotico delle acque per utilizzarli per la propria crescita, utilizzando la luce solare come fonte di energia. La deposizione atmosferica di particolato contenente questi nutrienti rende possibile l'aumento della concentrazione degli stessi negli strati superficiali e ne aumenta quindi la disponibilità per gli organismi. Questi,

quindi, possono nel giro di qualche giorno incrementare la propria crescita, dando luogo a fioriture algali anche in regioni oligotrofiche (LNLC, *Low-Nutrient Low-Chlorophyll*).

In Mladenov et al. (2011), si mostra come anche i laghi remoti, non soggetti ad immissioni dirette di inquinanti, siano soggetti alle deposizioni atmosferiche di inquinanti, *dust* minerale e materia organica trasportata dai processi eolici. In Reche et al. (2009), si valutano gli effetti sull'abbondanza batterica degli input di particolato, fosforo totale, azoto totale e carbonio organico solubile trasportati dal *dust* sahariano in quattro bacini dell'area mediterranea: solo negli ecosistemi poveri di P e carbonio organico disciolto, hanno impatto sulla comunità batterica, aumentandone la crescita e l'abbondanza ma non la diversità né la composizione.

Un secondo effetto degli eventi di *dust* sahariano è l'innalzamento del pH delle piogge che lo dilavano, riducendo la solubilità dei metalli Cu, Pb e Zn (Guerzoni et al., 1997) nelle acque in cui si depositano.

La cenere vulcanica depositata, invece, rilascia rapidamente i nutrienti limitanti della crescita algale in vaste aree oceaniche ed il fitoplancton, soprattutto nelle aree povere in ferro, utilizza in pochi giorni il ferro di origine vulcanica, incrementando la propria produzione (Duggen et al., 2007). L'effetto però è anche influenzato dalla presenza o assenza di effetti tossici, associati alla deposizione dei metalli contenuti insieme ai nutrienti: alcuni ioni metallici sono essenziali per la crescita ma elevate concentrazioni possono avere un effetto tossico, che dipende a sua volta dal livello di tolleranza degli organismi.

Infine, Sundarambal et al. (2010a,b) mostrano che gli aerosol prodotti da incendi di biomasse, costituiti principalmente da due componenti, fuliggine (*black carbon*) e carbonio organico, siano ricchi di nutrienti (N e P), costituendo un importante input di queste sostanze per le acque povere di nutrienti; hanno effettuato inoltre una simulazione (con il modello NEUTRO, Tkalich et al., 2003) delle conseguenze che queste deposizioni potrebbero avere sulla qualità dell'acqua nell'ecosistema di estuario di Singapore. Il modello è un modello biochimico dinamico che stima la variazione temporale e spaziale della quantità di nutrienti e di fitoplancton, del BOD (domanda biochimica di ossigeno) carbonaceo e dell'ossigeno disciolto DO nella colonna d'acqua: si è stimato che la deposizione atmosferica può variare dal 17% all'88% e dal 4% al 24% del flusso di N e P nei giorni di presenza della fuliggine. Questa ha un forte impatto dal punto di vista biochimico sulle aree povere di nitrati e lievi effetti sulle aree con una già importante presenza di nutrienti (*High-Nutrient, Low-Chlorophyll-a*), dove la risposta biologica è più lenta, non essendo l'azoto un elemento limitante. Nel complesso, si stima che l'effetto più importante di ogni evento di deposizione sia il contributo a lungo termine allo stock di nutrienti e quindi ai problemi di eutrofizzazione di queste acque.



# 5. AEROSOL ATMOSFERICI: ORIGINI E CARATTERISTICHE

Gli aerosol atmosferici sono composti da particelle e corpuscoli sospesi in atmosfera: la natura chimica, le dimensioni delle particelle e le proprietà ottiche sono variabili a seconda dell'origine dell'aerosol. Questi possono infatti essere di origine sia naturale (emissioni vulcaniche, *dust* desertico e *spray* marino), sia antropica (processi di combustione, incendi di biomasse).

Il *dust* di origine desertica, di cui il Sahara è la principale fonte a livello globale (le stime variano fra 500 e 1000 Tg/anno (Goudi, 2009)), ha origine dall'innalzamento ad opera del vento dei minerali costituenti il suolo ed è composto principalmente da particelle di dimensioni in genere piuttosto grossolane, di dimensioni comprese fra i 2 e i 350  $\mu\text{m}$  di diametro (Goudi et al., 2001). Si tratta principalmente di ossidi e carbonati, costituenti la crosta terrestre: sono in particolare ricchi di ossidi di silicio ( $\text{SiO}_2$ ), alluminio ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ), ferro ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), potassio ( $\text{K}_2\text{O}$ ) (Goudi et al., 2001), ma anche di fosforo P e azoto N.

Si distingue innanzitutto per:

- la natura puntuale degli eventi: durante un evento di *dust* si possono registrare picchi elevati di concentrazioni di solidi sospesi nell'atmosfera, meglio individuabili in zone remote, meno affette dall'inquinamento antropico, per cui è più semplice distinguere il contributo minerale dal valore di fondo;
- per la composizione chimica dell'aerosol stesso, ricco in particolar modo di Mg, Al, Si, K, Ca, Ti, V, Mn, Fe, Sr presenti in rapporti diversi a seconda della zona di origine. In tabella 2 sono riportate le percentuali medie europee dei principali componenti del *dust* sahariano;

Tabella 2: percentuali medie europee dei principali componenti del *dust* sahariano (fonte: Goudi et al. 2001).

Principali componenti (%) del <i>dust</i> sahariano sull'Europa (valori medi)			
$\text{SiO}_2$	56.49	$\text{Na}_2\text{O}_3$	1.14
$\text{Al}_2\text{O}_3$	13.91	$\text{K}_2\text{O}_3$	2.63
$\text{Fe}_2\text{O}_3$	6.37	$\text{TiO}_2$	1.04
MgO	3.08	$\text{P}_2\text{O}_3$	0.24
CaO	8.60		

- per le dimensioni delle particelle: il *dust* è composto principalmente da particelle grossolane, diversamente dalle altre tipologie che presentano particelle di dimensioni anche molto fini (PM1). La figura 8 mostra la distribuzione delle dimensioni delle particelle del *dust* desertico.

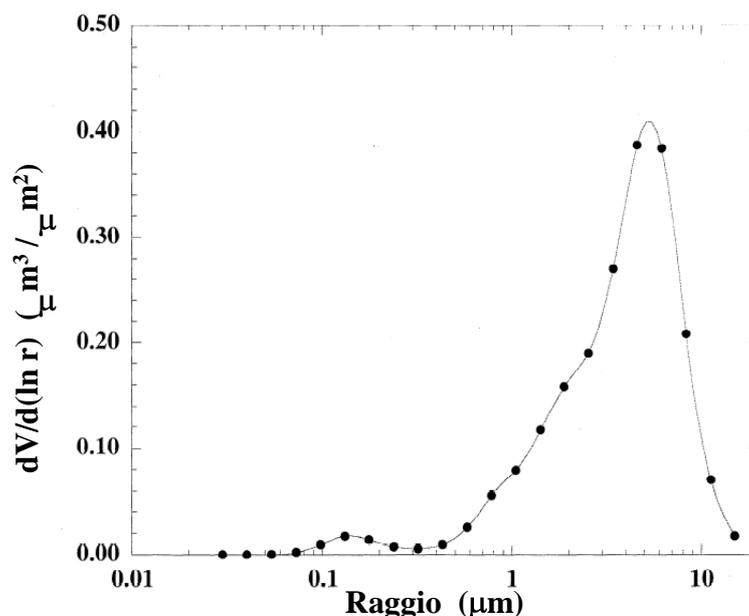


Figura 8: distribuzione delle dimensioni delle particelle di origine sahariana (Fonte Eck et al., 1999).

- per la pendenza della curva caratteristica descritta dai valori di AOT<sup>1</sup> misurati alle diverse lunghezze d'onda, ovvero il parametro Angstrom<sup>2</sup>, vicino a zero per gli aerosol di origine desertica (Smirnov et al., 2001; Rios, 2004).

Gli altri aerosol sono invece caratterizzati da particelle di dimensioni più fini, come mostrato nei grafici in figura 9, e diverse composizioni chimiche.

Gli aerosol da emissioni vulcaniche sono caratterizzati dalla presenza di  $\text{PO}_4^{3-}$ , Si, Fe, Zn, Mn, Ni, Co e Cu, mentre S, Zn, Br e Pb caratterizzano l'inquinamento di origine antropogenica. Lo *spray* marino, invece, che rappresenta la seconda fonte di produzione di aerosol a livello globale (1300 Tg/anno, (O'Dowd, 2004)), è composto principalmente da NaCl (82% in peso),  $\text{MgCl}_2$  (8%), e  $\text{MgSO}_4$  (10%) (Marenco et al., 2006).

<sup>1</sup> AOT, *Atmospheric Optical Thickness*, è l'assorbanza rilevata alle diverse lunghezze d'onda, utilizzata come indice della concentrazione di aerosol atmosferico.

<sup>2</sup> Il parametro Angstrom viene calcolato come l'opposto della pendenza della curva dei valori di AOT misurati alle diverse lunghezze d'onda in scala logaritmica  $\alpha = \frac{d \ln AOT}{d \ln \lambda}$ , e fornisce informazioni sulla dimensione delle particelle che compongono l'Aerosol. Alti valori di Angstrom indicano la presenza di particelle più fini; valori prossimi allo zero indicano invece la presenza di particelle più grossolane.

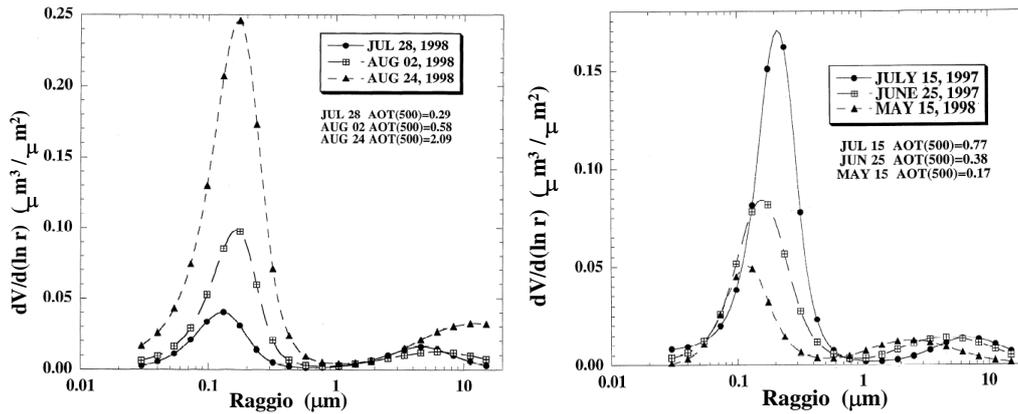


Figura 9: distribuzione della dimensione delle particelle di aerosol da incendio di biomassa (a sinistra) e di origine antropica (a destra), per tre diversi valori di AOT (Fonte Eck et al., 1999).

La deposizione delle particelle contenute in un aerosol può avvenire in due modi: per deposizione secca e per deposizione umida. Per via secca l'aerosol si deposita direttamente sulla superficie acquatica e la quantità di metalli rilasciati dipende dalla frazione scambiabile in cui il metallo è presente: negli aerosol sia desertici che di origine antropica Al e Fe sono presenti in forma solubile in una piccola frazione ma, poiché sono presenti in alta concentrazione negli aerosol, la quantità rilasciata in forma solubile è considerevole. Per via umida invece alcuni metalli si depositano già in soluzione e dunque la loro solubilità è condizionata dalla reattività fra aerosol e pioggia: il pH della precipitazione condiziona fortemente la solubilità.

## 6. L'AREA DI STUDIO

Il lago di Garda, il più grande lago italiano per superficie e volume, fa parte del sistema dei laghi subalpini, fra le Alpi e la Pianura Padana. Con la sua forma stretta e allungata, si estende a 65 m s.l.m. per 2225 Km<sup>2</sup> fra le province di Brescia, Trento e Verona.

Tra i suoi numerosi affluenti il più importante e degno di nota è il Sarca (gli altri sono piccoli affluenti la cui portata è regolata dagli eventi meteorologici), mentre l'unico emissario è il fiume Mincio, immissario a sua volta del fiume Po.

La sua origine risale all'ultima grande glaciazione, durante la quale un'antica valle di origine tettonica e fluviale fu scavata da un ghiacciaio, al ritiro del quale (15000-10000 a.C.) il solco vallivo fu occupato dalle acque di scioglimento e dall'apporto idrico degli attuali affluenti.

Come tutti i laghi profondi subalpini, anche il lago di Garda è classificato come oligomittico: il lago per la maggior del tempo mantiene una struttura a strati. Questo fenomeno è dovuto alle caratteristiche dell'acqua che ha massima densità a circa 4°C: nel periodo estivo lo strato superficiale si scalda e, risultando più leggero, non ha possibilità di mescolarsi con gli strati più profondi. In pratica si forma una specie di barriera fisica che impedisce il rimescolamento tra le acque superficiali più calde, più leggere e meno viscosi (epilimnio) e quelle profonde, fredde e pesanti (ipolimnio). Anche nel periodo invernale, poiché le acque in superficie si trovano a temperature inferiori ai 4°C e sono dunque più leggere, la colonna d'acqua mantiene la sua struttura a strati. Nel periodo fra fine inverno e inizio primavera, quando gli strati superficiali raggiungono i 4°C, la struttura a strati può rompersi e permettere il mescolamento delle acque superficiali con quella degli strati più profondi, grazie anche al vento che contribuisce al movimento delle masse d'acqua. Il mescolamento dell'intera colonna d'acqua nel lago di Garda avviene però in maniera irregolare e non annualmente come succederebbe se il lago fosse monomittico caldo, come la posizione geografica permetterebbe. Questo è dovuto all'elevata profondità del lago: il completo mescolamento si ha solo nel caso d'inverni particolarmente rigidi e ventosi (Salmaso, 2011), mentre in superficie il mescolamento avviene annualmente. A partire dal 1971, sono stati documentati mescolamenti completi in primavera in diversi anni, fra cui il 2004, il 2005 e il 2006 (IRSA 1974, IASMA 2009, APPA 2004).

In figura 10 sono riportati i periodi degli ultimi sei eventi di circolazione totale: durante gli eventi, la temperatura superficiale e quella profonda sono equivalenti.

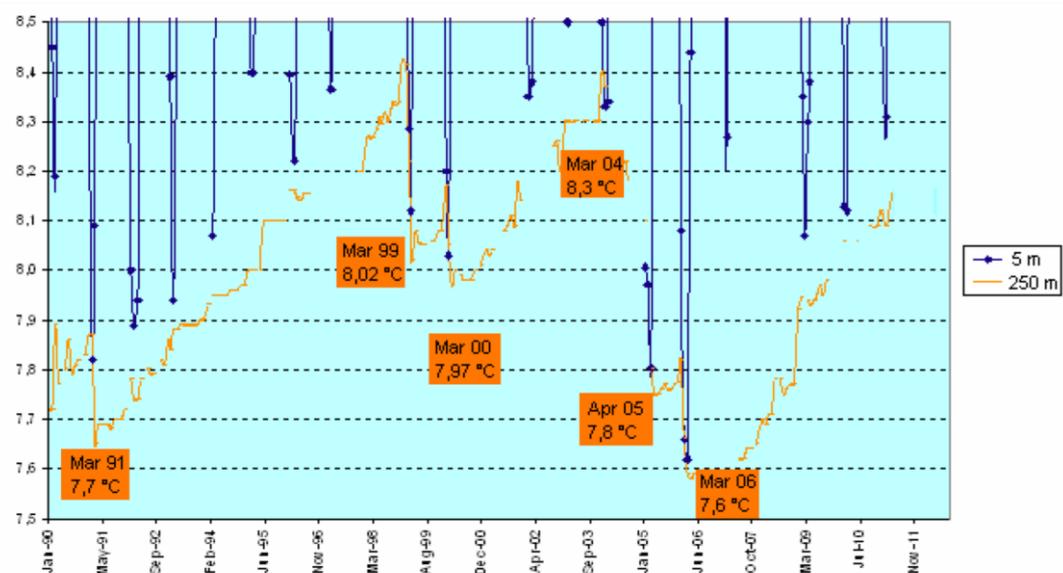


Figura 10: temperatura dell'acqua a 5 e 250 m di profondità. Nei box, le date di rimescolamento totale (Fonte: APPA).

Come detto il lago di Garda ha una forma stretta e allungata soprattutto nella parte settentrionale. La larghezza maggiore si registra nella sua parte meridionale, dove raggiunge i 17 Km circa, per poi restringersi nell'area lacuale compresa fra punta San Vigilio e il golfo di Salò. A Nord di quest'area, il lago si restringe ulteriormente, per una larghezza compresa fra i 6-7 Km ed i 3 Km all'estremo settentrionale, nei pressi del comune di Riva del Garda.

Dalla penisola di Sirmione, che si estende in direzione nord per circa 5 km fino a punta San Vigilio, una faglia sommersa suddivide il fondale in due aree morfologicamente distinte, costituendo una sorta di sbarramento naturale che impedisce l'omogeneizzazione tra le acque delle due zone: una più orientale, compresa nella regione Veneto, e una occidentale, compresa nella regione Lombardia (ARPAV, 2010).



Figura 11: suddivisione del Lago di Garda a opera della faglia fra Sirmione e Punta San Virgilio (Fonte: Provincia di Verona).

La zona Veneta è quella meno profonda, caratterizzata da profondità medie di 60 m circa e massima di 80 m, e degrada con una “dolce” scarpata in quella occidentale. La zona occidentale è più profonda: le quote al fondo sono comprese fra i 90 e 120 m subito a ovest di Sirmione, ma superano i 170 m già nei pressi della Rocca di Manerba. In direzione Nord – Est la profondità aumenta fino a raggiungere i 350 m presso Castello, per poi diminuire nelle vicinanze della costa settentrionale.

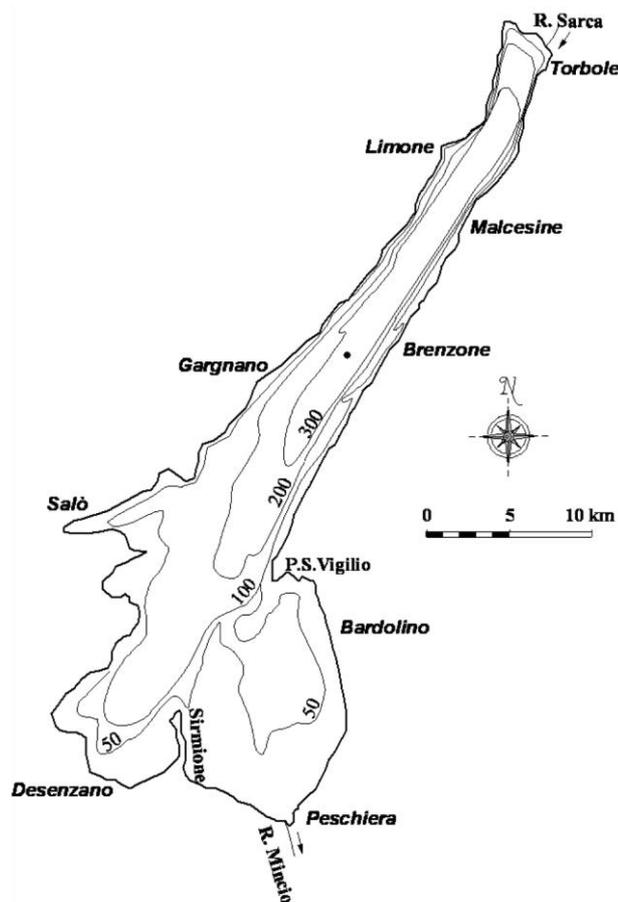


Figura 12: carta batimetrica del Lago di Garda (Fonte: Barbanti 1974, modificato).

Inoltre le coste occidentali sono caratterizzate da rive alte e ripide, mentre quelle meridionali da rive più basse.

Le caratteristiche batimetriche e morfologiche del lago di Garda fanno sì che il tempo di ricambio totale delle acque sia il più alto dei laghi subalpini, pari a 26.6 anni.

Infine per quanto riguarda la sua temperatura, in superficie si raggiungono le temperature massime in luglio e agosto (23-25°C) e le minime fra febbraio e aprile (7.9-9.3°C) (Salmaso et al., 1999).

Per l'intero lago si è registrato un incremento di temperature (circa 0.2 °C ogni decade) fino al 2005 (a partire dal 1997) (IASMA, 2007).

## 6.1 Qualità delle acque

Il lago di Garda è classificato come oligo-mesotrofico, ovvero povero di nutrienti quali fosforo (P) e azoto (N) (la media primaverile della concentrazione di fosforo totale è di 20 mg/l); fino al 2006 si è registrata per 35 anni una tendenza all'incremento della concentrazione di fosforo totale, che è più che raddoppiata, stabilizzatasi invece a partire dall'anno 2006, come mostra la figura 13.

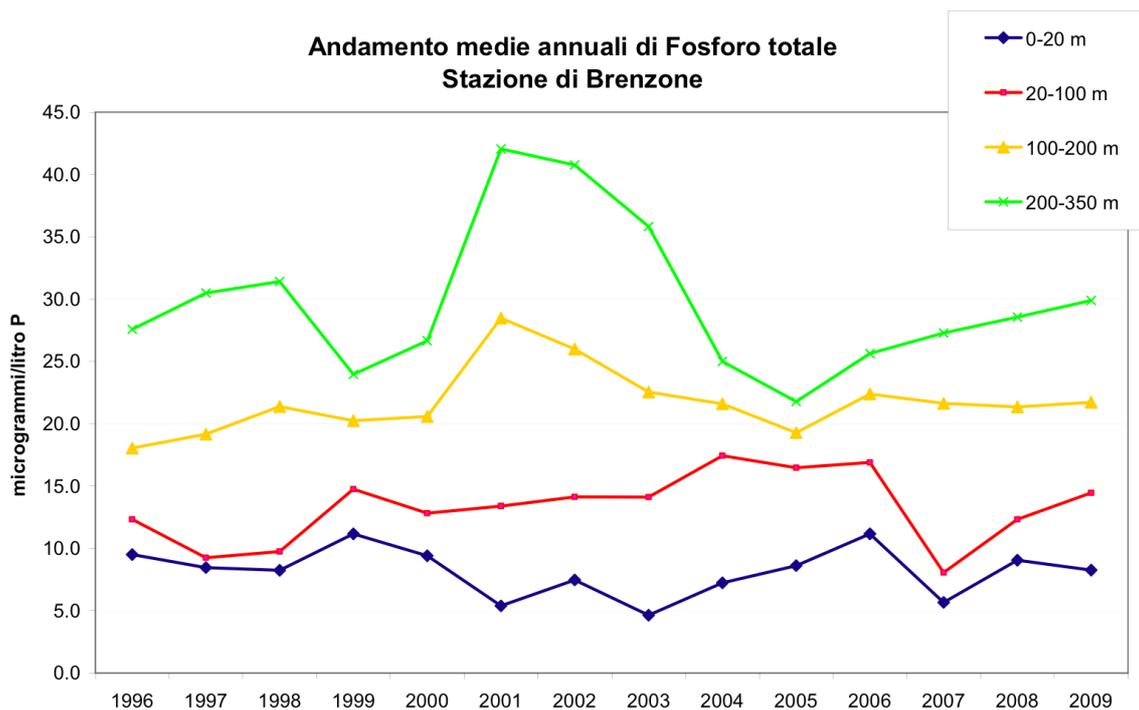


Figura 13: andamento dei livelli di fosforo totale medio ponderato dei vari strati limnetici – stazione di Brenzone (fonte: ARPAV).

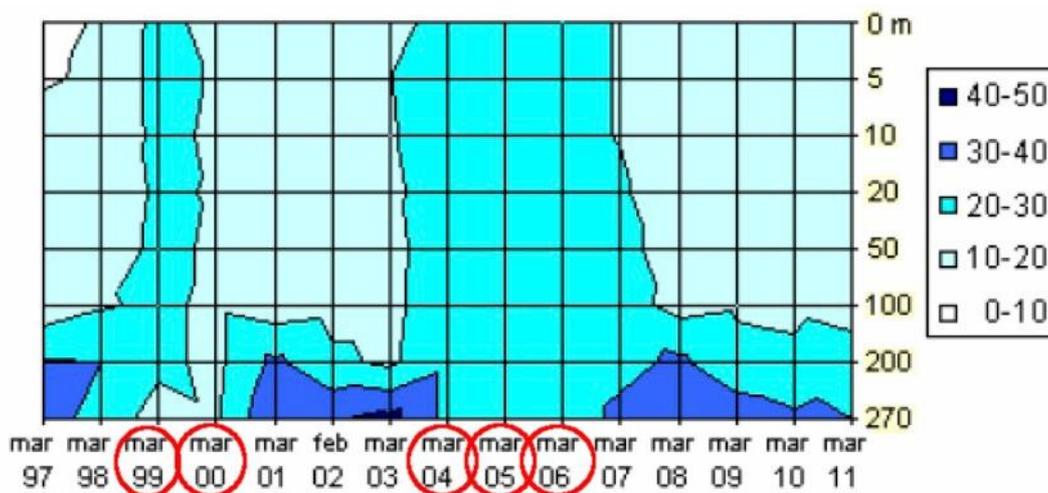


Figura 14: concentrazione di fosforo totale lungo l'intera colonna d'acqua, misurata in campioni raccolti fra marzo 1997 e marzo 2011. In rosso sono evidenziati gli anni di circolazione (Fonte: Appa, modificato).

Nella figura 14 è mostrato l'andamento della concentrazione di fosforo lungo la colonna d'acqua nel periodo compreso tra marzo 1997 e marzo 2011. Si può osservare come cambi la distribuzione di fosforo in base all'avvenire o meno della piena circolazione invernale: negli anni in cui vi è stratificazione, il fosforo tende ad accumularsi negli strati inferiori (200 m - fondo), con una concentrazione due o tre volte superiore a quella degli strati superficiali. Durante gli eventi di circolazione completa, invece, la concentrazione di fosforo diventa omogenea lungo la colonna, il che comporta un'elevata concentrazione di nutrienti nella zona eufotica.

Andamento opposto lungo la colonna d'acqua si registra per l'ossigeno disciolto: durante i periodi di stratificazione la sua concentrazione negli strati superficiali è quasi doppia rispetto a quella degli strati più profondi, dove vi è il consumo legato ai processi di mineralizzazione della materia organica.

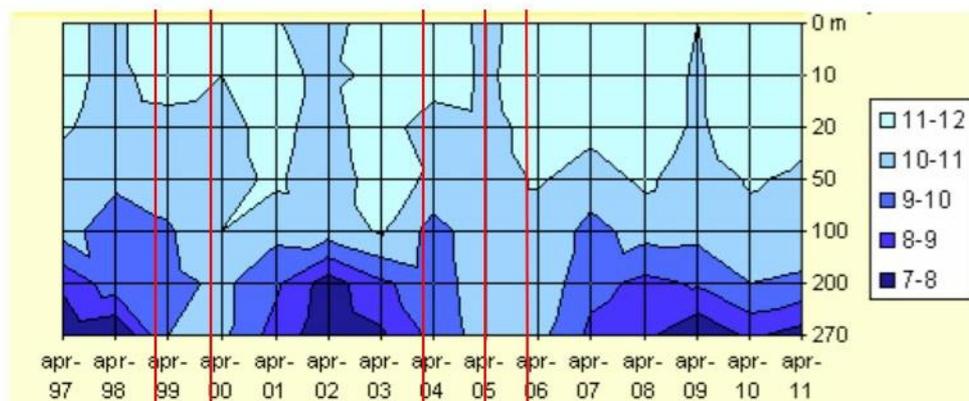


Figura 15: concentrazione dell'ossigeno disciolto lungo l'intera colonna d'acqua. Le linee rosse indicano gli eventi di circolazione (Aprile 1997- Aprile 2011, fonte: APPA, modificato).

Rispetto all'andamento del fosforo, la concentrazione di azoto negli strati più profondi è molto meno dipendente dai processi di circolazione delle acque ipolimniche ovvero degli strati più profondi del lago, fredde e poco illuminate, non in grado di arricchirsi di ossigeno né dagli strati superficiali, né in modo autonomo. Negli strati superficiali (0-100 m), i valori delle concentrazioni di nitrati ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) oscillano a causa del consumo di azoto in primavera-estate da parte del fitoplancton. Le oscillazioni sono ancora più evidenti se si considerano il solo strato epilimnico (0 - 20 m), dove le concentrazioni hanno raggiunto anche valori molto bassi ( $< 100 \mu\text{g N/l}$ ), diventando potenziale elemento limitante alla crescita algale. Fra il 1996 e il 2008 i valori delle concentrazioni nello strato eufotico di azoto ammoniacale ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) si sono mantenuti generalmente al di sotto dei  $25 \mu\text{g N/l}$ , mentre i valori di quelle di biossido di azoto ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) sono sempre stati inferiori ai  $10 \mu\text{g N/l}$  (IASMA 2009).

La misura della concentrazione di chl-a, usata come *proxy* della biomassa di fitoplancton, mostra che questa supera gli  $8 \text{ mg/m}^3$  (limite fra l'oligotrofia e la mesotrofia definito dall'Organizzazione per la cooperazione economica e lo sviluppo, O.E.C.D.) solo in corrispondenza di alcune fioriture algali primaverili. Le misure sono state effettuate fra il 1990 e il 2004 nello strato eufotico nella parte settentrionale del lago, insieme alla temperatura dell'acqua e sono riportate in figura 16, in cui sono evidenziati gli anni di circolazione completa: si nota come in seguito a questi eventi, la maggior disponibilità di nutrienti comporta un aumento dello sviluppo di alghe e quindi di chl-a.

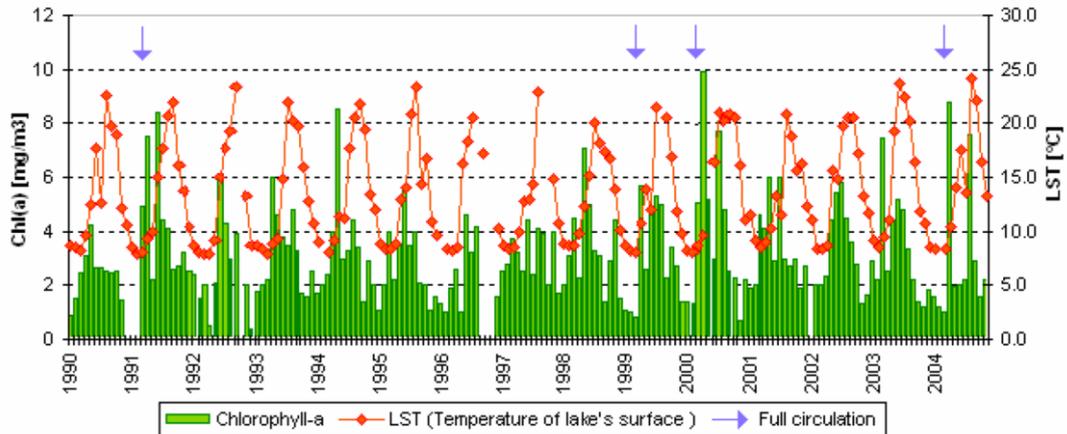


Figura 16: concentrazione di chl-a e valori di temperatura superficiale del lago nel periodo 1990-2004. Le frecce blu indicano gli anni di circolazione completa (Fonte: APPA).

Per concludere la descrizione delle sue caratteristiche, bisogna ricordare che le quantità di acqua in uscita dal lago di Garda sono regolate artificialmente dalla diga di Salionze, situata lungo il fiume Mincio. Il 2005, il 2006 e il 2007, insieme al 1953 e il 1990, sono stati gli anni più siccitosi nella storia del Lago di Garda: proprio nel 2007 si è registrato il livello record più basso del lago.

## 6.2 Il bacino idrografico

Il bacino idrografico, relativamente piccolo rispetto all'area del lago (6:1), si estende per la maggior parte fra i 65 e i 1500 m s.l.m. (IRSA 1974) per circa 2290 km<sup>2</sup> ed è anch'esso suddiviso nelle tre regioni: per la maggior parte è situato nella regione Trentino Alto Adige (1269 km<sup>2</sup>) mentre la restante parte è suddivisa tra le regioni Lombardia (515.7 km<sup>2</sup>) e Veneto (340 km<sup>2</sup>).

La parte trentina, che comprende numerosi laghi, è caratterizzata da un territorio prevalentemente coperto da foreste ed aree seminaturali (fino al 90%). Nella parte più settentrionale si possono trovare anche limitate zone umide; infine le superfici artificiali si concentrano lungo le principali valli.

Per quanto riguarda la zona Lombardo-veneta, invece, nella sua parte settentrionale è occupata per la maggior parte da foreste e aree seminaturali, mentre nella parte meridionale, il territorio è prevalentemente agricolo e artificiale. Lungo le coste si concentrano invece, oltre alle aree agricole, le aree urbanizzate, dove è molto marcato lo sfruttamento della riva del lago. Le aree costiere infatti, hanno subito nell'ultimo secolo una forte urbanizzazione, legata alla loro vocazione di mete del turismo di massa (quasi 20 milioni di visitatori l'anno).

Nel suo complesso, il bacino è occupato per il 16.9% da corpi d'acqua, oltre il 65.4% da foreste e aree seminaturali, per il 13.8% da aree agricole, per il 3.8% da aree artificiali, infine per lo 0.1% da aree umide.

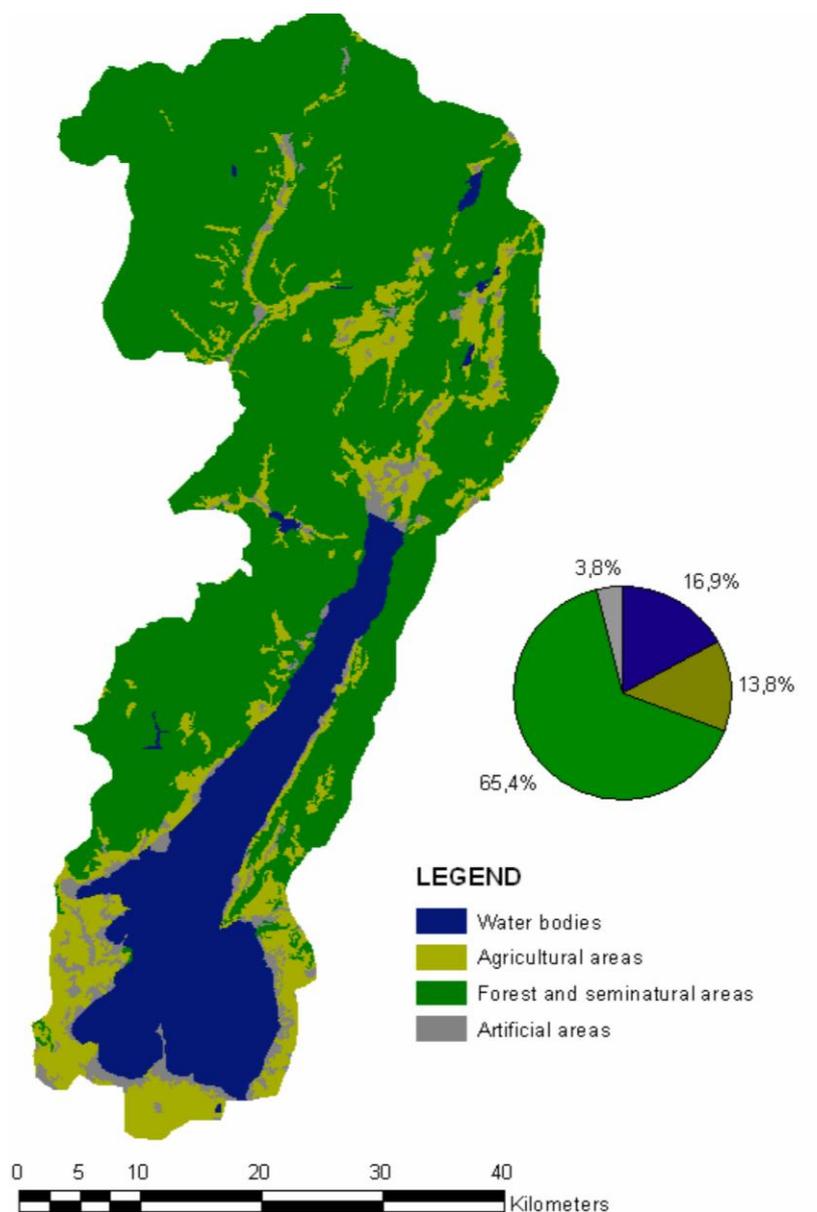


Figura 17: copertura del suolo, 2006 (Corine Land Use, livello 1).

### 6.3 Flora e fauna

Le coste meridionali del lago si differenziano da quelle settentrionali, sia per conformità che per vegetazione.

La zona meridionale è rappresentata da un ampio anfiteatro di grandi cerchie moreniche, formate da materiali incoerenti misti (ciottoli, ghiaie, sabbie e limi). I suoli sono caratterizzati da una buona permeabilità e siccitosi ed aridi nelle zone più elevate: qui è diffusa una vegetazione spontanea di tipo xerofila, ovvero adattata a vivere in ambienti caratterizzati da lunghi periodi di siccità o da clima arido o desertico. La vegetazione è però molto variegata grazie anche ai fattori climatici ed edafici: zone boschive (soprattutto sulle pendici settentrionali delle colline) si intervallano a zone prative fresche, prati aridi (sui versanti a sud ed est), zone umide (nelle depressioni intermoreniche),

vegetazione di ripa (sui corsi d'acqua minori). Il clima, mitigato dalla presenza del lago, ha permesso lo sviluppo e la coltivazione di specie mediterranee (es. olivo, mandorlo e cipresso).

Le zone boschive si distinguono in:

- boschi a Roverello, Carpino nero e Orniello, sui versanti esposti a nord e nord-est, caratterizzati da uno strato arbustivo molto diversificato (fra gli altri Orniello, Ligustro, Ginepro e Pungitopo) e da suoli boschivi nudi, con erbe rade e distanziate;
- boschi steppici, sulle creste moreniche e talvolta sui versanti esposti a sud ed est, molto radi e bassi anche nello strato arbustivo, mentre il suolo è coperto di Graminacee;
- boschi a Carpino nero, nati dall'impoverimento dei boschi a Roverella ad opera dell'uomo;
- boschi a dominanza di Cerro, che sostituisce la Roverella sui versanti più freschi, vicino a risorgive o a falde freatiche vicino alla superficie, con fitto strato arbustivo e strato erbaceo ricco di molte specie rarissime.

Oltre i confini dei boschi si incontra però anche una vegetazione di tipo erbaceo: prati incolti di specie xerofile sui versanti più soleggiati, prati mesofili, un tempo soggetti a sfalcio. Vi sono infine esempi di vegetazione igrofila, di elevato valore naturalistico (per esempio la zona del laghetto Castellaro Lagusello).

La riva occidentale è caratterizzata dalla presenza di:

- boschi termo-xerofili: leccete, boschi di carpino nero e frassino orniello (alle quote più basse, sui versanti esposti a sud) con arbusti di tipo termofilo (scotano, terebinto e coronilla);
- boschi mesofili: sono boschi la cui ossatura è costituita da faggio, acero montano e frassino maggiore, affiancati sorbo montano, tiglio e olmo montano;
- pinete a silvestre;
- peccete: boschi di abete rosso, accompagnato da faggio, acero montano, frassino maggiore e larice;
- lariceti.

Le aree incolte sono ricoperte da vegetazione erbacea e, talvolta, arbustiva (scotano, ramno spinello, pero corvino, ginestra, rododendro e ginepro).

La riva veronese del Garda, sostenuta da un clima favorevole con escursioni termiche modeste, ospita alle altitudini inferiori una grande quantità di specie termofile tipiche dei climi steppici e caldo umidi, come artemisie, astragali, lauri, lecci, tassi e terebinti; risalendo il versante, tra i 400 e gli 800 metri, si trova il tipico bosco di fascia media, composto da carpini neri, frassini ornielli, roverelle; alle altitudini più elevate si trova una fascia di latifoglie composta da aceri, carpini, frassini, noccioli e sorbi; tra i 1000 e i 1200 m la vegetazione è composta principalmente da faggi, e

ad altezze poco superiori si trovano gli abeti rossi e, più rari, gli abeti bianchi; a partire dai 1700 m inizia il clima alpino, con mughi, basse aghifoglie, rododendri e fiori di montagna.

Per quanto riguarda la fauna, l'alternarsi di ambienti diversi nel territorio delle colline moreniche ha favorito il mantenimento di una grande biodiversità. Non ancora studiata in maniera approfondita, si hanno parecchie informazioni sugli uccelli e alcune sui macromammiferi, mentre poco si sa su micromammiferi, rettili e anfibi. L'avifauna comprende fra gli altri Germani reali, Cannareccioni, Merli, Capinere, Fringuelli, Pigliamosche, Passere, Storni, Torcicolli, Ghiandaie, Colombacci, Tortore, Allocchi, Gufi, Pendolini, Pettirossi, Picchi, Cinciarelle e Cinciallegre, Allodole, , Martin pescatore e Upupe.

Sono sicuramente presenti il Riccio, la Talpa europea, il Toporagno, il Mustiolo, la Crocidura ventre bianco e minore, il Pipistrello nano e albolimbato, l'Arvicola, il Surmolotto, il Topo selvatico. Anche la Volpe rossa è presente con un discreto numero di esemplari, nonché la Donnola, la Faina e la Nutria.

La foresta Gardesana (sulla riva bresciana) ospita una piccola colonia di stambecchi, nata in seguito a un progetto di reintroduzione; una colonia di cervi, sostenuta dai continui ripopolamenti da parte dell'Azienda Regionale delle Foreste. Sono molto diffusi i camosci, grazie anche ad una attenta politica di protezione, ed i caprioli. In quest'area nidificano anche il gallo forcello, anche se è in progressiva diminuzione, e l'aquila reale.

## **6.4 Organismi acquatici**

### **6.4.1 Comunità algale**

Il fitoplancton è costituito da organismi vegetali autotrofi, in grado di produrre il proprio nutrimento attraverso il processo di fotosintesi clorofilliana, grazie al quale trasformano materia inorganica in materiale organico utilizzando anidride carbonica, acqua e sali di azoto e fosforo, sfruttando l'energia solare. Necessitano di carbonio, azoto e fosforo in rapporti ben definiti, rispettivamente 106:16:1. Molti di questi organismi non possono utilizzare l'azoto libero presente in atmosfera (solo i cianobatteri fissano  $N_2$  in  $NH_4^+$ ), ma lo utilizzano nelle forme ossidate ( $NO_3^-$ ) o ammoniacale ( $NH_4^+$ ). Poiché il carbonio è presente sempre in abbondanza, solo P e N possono fungere da elementi limitanti. Alcuni organismi necessitano anche di silicati per la propria crescita: la crescita di queste specie è dunque influenzata anche dalla presenza di questi. Infine è importante la presenza di alcuni metalli che la crescita richiede seppur in piccole quantità: si tratta di ferro, zinco, rame e cobalto.

Il basso livello trofico del lago trova conferma nel limitato sviluppo della comunità algale. Lo sviluppo fitoplanctonico è contraddistinto da un'elevata stagionalità (figura 18) e da profonde modificazioni nei rapporti di dominanza fra classi algali: le frazioni più abbondanti di biovolumi sono rappresentate dalle cloroficee, diatomee e dinoficee ed in genere i picchi di biovolume che si hanno nei mesi primaverili sono imputabili allo sviluppo di diatomee coloniali (*Fragilaria crotonensis*, *Tabellaria fenestrata*, *Asterionella formosa*) e cloroficee filamentose. Nei mesi estivi invece la comunità è più differenziata includendo anche cloroficee (*Mougeotia*), dinoficee (*Ceratium hirundinella*) e cianoficee. Infine nel periodo tardo estivo - autunnale diventa significativa la presenza di criptoficee e cianoficee filamentose (es. *Anabaena lemmermannii* e *Microcystis aeruginosa*).

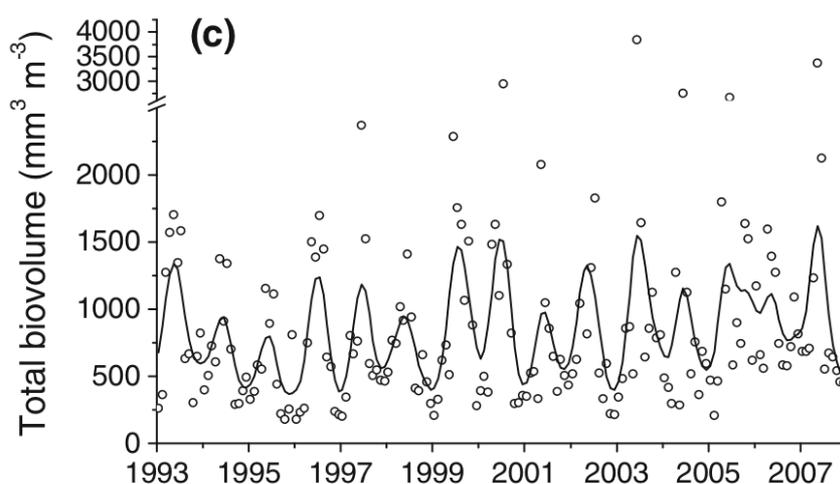


Figura 18: andamento della concentrazione di biomassa: la linea di tendenza mostra un andamento stagionale con generalmente un solo picco durante l'anno, tranne per alcune eccezioni come l'anno 2005, in cui si sono registrati picchi di concentrazioni in più periodi dell'anno (nell'autunno del quale si è registrato un picco di abbondanza di cianobatteri) (Fonte Salmaso, 2011).

## 6.4.2 Comunità zooplanctonica

Le specie di zooplancton identificate includono 30 *taxa*, dominate dai rotiferi (20 *taxa*), mentre caldoceri e copepodi sono state trovate con rispettivamente 3 e 6 *taxa*. La specie identificata più frequentemente è il calenoide *Copipodiaptomus steueri*. Frequenti sono anche *Mesocyclops leuckarti* (copepodi), *Diaphanosoma brachyurum*, *Bosmina longicornis klesseri* e *Daphnia hyalina-galeata* (cladoceri), *Ascomorpha ovalis*, *Asplanchna priodonta*, *Conochilus unicornis*, *Euchlanis silatata*, *Kellicottia longispina*, *Keratella quadrata*, *Polyarthra*, *Synchaeta* e *Trichocerca* (rotiferi). La loro evoluzione temporale è caratterizzata da una marcata stagionalità: cladoceri e copepodi (anche se in minor modo) sono presenti con le maggior concentrazioni nei mesi a cavallo fra primavera e estate e in quelli autunnali; i rotiferi hanno generalmente il loro maggior sviluppo invece nel periodo primaverile (Salmaso et al., 1999).

### 6.4.3 Macrofite acquatica

Con il termine “macrofite acquatiche” ci si riferisce a tutte quelle specie vegetali, fanerogame, che sono ecologicamente legate alla presenza di una lama d’acqua. Si distinguono in:

- macrofite liberamente flottanti;
- macrofite radicate al fondale, che a loro volta si possono suddividere in:
  - a foglie immerse;
  - a foglie flottanti;
  - totalmente immerse.

Svolgono un ruolo importante nello strutturare e regolare la funzionalità degli ecosistemi acquatici, condizionandone la qualità e offrendo riparo, rifugio e cibo per moltissime specie acquatiche (spesso di immenso valore conservazionistico). Nel lago di Garda le specie più diffuse sono: *Chara globularis*, *Vallisneria spiralis* L., *Lagarosiphon major*, e diversi taxa del genere *Potamogeton*. Altre specie presenti sono: *Ceratophyllum demersum* L., *Elodea canadensis* Michx., *Groenlandia densa*, *Myriophyllum spicatum*, *Najas marina*, *Potamogeton* e *Ranunculus fluitans* (Bresciani et al. 2012). Le macrofite si ritrovano principalmente nella parte meridionale del lago, a profondità variabili tra i 0 e i 20 metri.

### 6.4.4 Ittiofauna

La fauna ittica del Lago di Garda presenta una situazione relativamente complessa. Il numero di specie autoctone è in diminuzione (da 24 del periodo 1850-1900 a 19 del 1997) mentre risultano in forte espansione le unità alloctone (dalle 2 del periodo 1700-1850 alle recenti 14) (ARPA, 2004).

Tabella 3: specie presenti nelle acque del lago di Garda e relativa provenienza (Fonte: ARPA, 2004).

Nome comune	Nome scientifico	Origine in Lombardia
Acerina	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Esotica
Agone	<i>Alosa fallax</i>	Indigena
Alborella	<i>Alburnus alburnus alborella</i>	Endemica
Anguilla	<i>Anguilla anguilla</i>	Indigena
Barbo comune	<i>Barbus plebejus</i>	Endemica
Bottatrice	<i>Lota lota</i>	Indigena
Cagnetta	<i>Salaria fluviatilis</i>	Indigena
Carassio	<i>Carassius sp.</i>	Esotica
Carpa	<i>Cyprinus carpio</i>	Esotica
Carpa erbivora	<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	Esotica
Carpione	<i>Salmo carpio</i>	Endemica
Cavedano	<i>Leuciscus cephalus</i>	Indigena
Cobite barbatello	<i>Barbatula barbatula</i>	Indigena
Cobite comune	<i>Cobitis taenia bilineata</i>	Endemica
Coregone lavarello	<i>Coregonus lavaretus</i>	Esotica
Gambusia	<i>Gambusia holbrooki</i>	Esotica
Ghiozzo padano	<i>Padogobius martensii</i>	Endemica
Gobione	<i>Gobio gobio</i>	Indigena
Lampreda padana	<i>Lampetra zanandreae</i>	Endemica
Lasca	<i>Chondrostoma genei</i>	Endemica
Luccio	<i>Esox lucius</i>	Indigena
Panzarolo	<i>Knipowitschia punctatissima</i>	Endemica
Persico reale	<i>Perca fluviatilis</i>	Indigena
Persico sole	<i>Lepomis gibbosus</i>	Esotica
Persico trota	<i>Micropterus salmoides</i>	Esotica
Pesce gatto	<i>Ameiurus melas</i>	Esotica
Pesce gatto afric.	<i>Clarias sp.</i>	Esotica
Pigo	<i>Rutilus pigus</i>	Endemica
Pseudorasbora	<i>Pseudorasbora parva</i>	Esotica
Salmerino alpino	<i>Salvelinus alpinus</i>	Esotica
Sanguinerola	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Indigena
Savetta	<i>Chondrostoma soetta</i>	Endemica
Scardola	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Indigena
Scazzone	<i>Cottus gobio</i>	Indigena
Siluro	<i>Silurus glanis</i>	Esotica
Spinarello	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Indigena
Tinca	<i>Tinca tinca</i>	Indigena
Triotto	<i>Rutilus erythrophthalmus</i>	Endemica
Trota fario	<i>Salmo (trutta) trutta</i>	Esotica
Trota iridea	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Esotica
Trota lacustre	<i>Salmo (trutta) sp.</i>	?
Vairone	<i>Leuciscus souffia muticellus</i>	Endemica

## 6.5 Utilizzo delle acque

Il turismo rappresenta il punto di forza dell'economia del Garda. Questo è infatti rinomato e conosciuto in tutta Europa: nell'ultimo secolo, il numero di visitatori è progressivamente cresciuto fino a sfiorare i 20 milioni di visitatori l'anno (APPA). A questo fatto, si può legare una progressiva e forte urbanizzazione delle sue coste.

Una delle maggiori attrattive sono la balneabilità delle acque del lago e, dunque, le attività e gli sport acquatici ad essa legati.

Il Lago di Garda rappresenta, però, anche un'importante riserva d'acqua: regolate dalla diga di Salionze, le sue acque sono utilizzate, oltre che a scopo potabile:

- come acque di raffreddamento, dalla centrale termoelettrica di Ponti sul Mincio;
- dagli impianti idroelettrici di Montina e Montecorno, situati sul fiume Mincio;

- come acque di irrigazione, attraverso il canale artificiale Virgilio, nel territorio consortile dell'Alta e Media Pianura Mantovana.

## **6.6 Clima**

Il lago di Garda si colloca a cavallo delle regioni Trentino Alto-Adige, Lombardia e Veneto, in cui si possono distinguere diverse zone climatiche:

- la regione alpina a clima montano di tipo centro-europeo, con inverni rigidi, forti escursioni termiche diurne e piogge meno abbondanti rispetto alla fascia prealpina;
- la zona prealpina e pedemontana dove il clima è generalmente meno continentale rispetto alla zona alpina, con precipitazioni più abbondanti e distribuite in modo un po' più uniforme nell'arco dell'anno;
- la fascia pedemontana, nel versante meridionale della catena prealpina, gode di un clima decisamente più temperato, soprattutto durante l'inverno, grazie ai fattori altimetrici e di esposizione che favoriscono una maggiore insolazione e pongono l'area sottovento rispetto alle correnti fredde settentrionali;
- la pianura, prevalentemente continentale, con inverni relativamente rigidi e nebbiosi ed estati calde e afose.

Più miti e meno continentali risultano le sub-regioni della zona lacustre, nei pressi del Lago di Garda e della fascia costiera adriatica. La presenza del Lago, che si estende nella fascia pedemontana, assicura infatti un clima abbastanza mite alla regione.

La temperatura media annuale oscilla fra i 12° e i 13° gradi ([www.meteolagodigarda.it](http://www.meteolagodigarda.it)): l'inverno è mite, meno rigido che nel territorio circostante: la temperatura media invernale degli ultimi 40 anni è stata di circa 5°C. Sono rari i giorni di freddo intenso: raramente la temperatura scende al di sotto dei 5° sotto lo zero e raramente si ha nebbia al di sopra del lago. Questo non gela mai (l'ultimo evento in tal senso si è registrato nel 1706, durante la piccola glaciazione). In primavera e autunno si registra un clima mite, con medie stagionali rispettivamente di 13° e 14° (IRSA, 1974).

Si registra un sistema di venti regolare e periodico: il Pelor spira da Nord-Est la mattina, l'Ora nella direzione opposta da tarda mattinata fino a sera (con velocità fino a 45 km/h). Inoltre la forma del lago più stretta a Nord incanala i venti rendendoli più forti.

# 7. MATERIALI E METODI

Il lavoro di tesi è stato effettuato tramite l'utilizzo di molteplici software e dati sia telerilevati sia misurati *in situ*.

Innanzitutto per la stima dei parametri di qualità delle acque da dati satellitari e la valutazione degli effetti delle deposizioni del *dust* si sono utilizzati:

- 70 immagini MERIS del lago di Garda;
- i dati dalle rete AERONET relativi allo spessore dell'aerosol (AOT) e del parametro Angstrom, raccolti nelle stazioni di Venezia, Modena e Ispra, in concomitanza al passaggio del satellite;
- le serie temporali dei due anni relative alle concentrazioni di Ozono e Biossido di Azoto dalla stazione Arpa di Lonato (BS);
- la temperatura superficiale del lago (LST) misurata *in situ* presso alcune stazioni del CRA (Centro Rilevamento ambientale) di Sirmione e dati MODIS 11A;
- i dati meteorologici raccolti da ARPA Lombardia.

Le 70 immagini sono state utilizzate in parte per la valutazione dell'andamento dei parametri di qualità delle acque, in parte per la validazione dei risultati ed in parte per la valutazione degli effetti delle deposizioni di *dust* sahariano. In tabella 4 si riportano le date di acquisizioni delle immagini MERIS e l'utilizzo per cui ciascuna di esse è stata destinata.

Tabella 4: data di acquisizione e utilizzo delle 70 immagini MERIS.

DATA DI ACQUISIZIONE	UTILIZZO IMMAGINE	DATA DI ACQUISIZIONE	UTILIZZO IMMAGINE
07/09/04	Validazione chl-a	23/04/07	Valutazione andamento qualità delle acque
17/03/05	Eliminata per copertura nuvolosa	27/04/07	Valutazione andamento qualità delle acque
18/03/05	Valutazione impatto <i>dust</i>	29/04/07	Valutazione andamento qualità delle acque
02/04/05	Valutazione impatto <i>dust</i>	09/05/07	Valutazione andamento qualità delle acque
05/04/05	Valutazione impatto <i>dust</i>	16/05/07	Valutazione andamento qualità delle acque
19/07/05	Validazione riflettanza e chl-a	19/05/07	Valutazione andamento qualità delle acque
20/07/05	Valutazione impatto <i>dust</i>	22/05/07	Valutazione andamento qualità delle acque
23/07/05	Eliminata per effetto <i>sun-glint</i>	25/05/07	Valutazione andamento qualità delle acque
26/07/05	Validazione riflettanza e chl-a e valutazione impatto <i>dust</i>	04/06/07	Valutazione andamento qualità delle acque
29/07/05	Valutazione impatto <i>dust</i>	10/06/07	Valutazione andamento qualità delle acque
01/08/05	Validazione chl-a e valutazione impatto <i>dust</i>	19/06/07	Validazione chl-a
04/08/05	Valutazione impatto <i>dust</i>	20/06/07	Validazione chl-a
08/08/05	Valutazione impatto <i>dust</i>	23/06/07	Valutazione andamento qualità delle acque
17/08/05	Valutazione andamento qualità delle acque	29/06/07	Valutazione andamento qualità delle acque
24/08/05	Valutazione andamento qualità delle acque	18/07/07	Validazione chl-a
30/08/05	Validazione chl-a	25/07/07	Validazione chl-a
02/09/05	Valutazione andamento qualità delle acque	28/07/07	Valutazione andamento qualità delle acque
14/09/05	Validazione riflettanza e chl-a	02/08/07	Valutazione andamento qualità delle acque
24/09/05	Eliminata per copertura nuvolosa	06/08/07	Validazione chl-a
16/10/05	Eliminata per copertura nuvolosa	15/08/07	Valutazione andamento qualità delle acque
14/03/06	Validazione chl-a	10/09/07	Valutazione andamento qualità delle acque
05/01/07	Eliminata causa problemi di correzione atmosferica individuata dall'analisi delle superfici invariati	13/09/07	Valutazione andamento qualità delle acque
27/01/07	Validazione chl-a	19/09/07	Valutazione andamento qualità delle acque
03/02/07	Valutazione andamento qualità delle acque	22/09/07	Valutazione andamento qualità delle acque
12/03/07	Valutazione andamento qualità delle acque	02/10/07	Valutazione andamento qualità delle acque
13/03/07	Eliminata causa problemi di correzione atmosferica individuata dall'analisi delle superfici invariati	08/10/07	Valutazione andamento qualità delle acque
15/03/07	Valutazione andamento qualità delle acque	15/10/07	Valutazione andamento qualità delle acque
16/03/07	Eliminata causa problemi di correzione atmosferica individuata dall'analisi delle superfici invariati	21/10/07	Valutazione andamento qualità delle acque
22/03/07	Valutazione andamento qualità delle acque	03/11/07	Validazione chl-a
29/03/07	Validazione chl-a	21/12/07	Valutazione andamento qualità delle acque
07/04/07	Valutazione andamento qualità delle acque	12/05/08	Valutazione impatto <i>dust</i>
11/04/07	Valutazione andamento qualità delle acque	28/05/08	Eliminata per copertura nuvolosa
14/04/07	Valutazione andamento qualità delle acque	03/06/08	Valutazione impatto <i>dust</i>
17/04/07	Validazione chl-a	10/06/08	Valutazione impatto <i>dust</i>
20/04/07	Valutazione andamento qualità delle acque	26/06/11	Validazione riflettanza e chl-a

Per l'individuazione degli eventi di deposizione di *dust* sahariano sul lago si sono utilizzati:

- le recenti serie temporali dei dati fotometrici dalle stazioni della rete AERONET di Ispra, Modena, Venezia;

- le serie dei dati di concentrazione di PM, da centraline ARPA di Ponti sul Mincio (MN), Bormio (SO) e Bosco Fontana (MN);
- 145 immagini dal satellite geostazionario SEVIRI;
- le previsioni delle deposizioni del *dust* sahariano elaborate dal modello BSC-DREAM8b, disponibili al sito del BSC (Barcelona Supercomputing Center, <http://www.bsc.es/earth-sciences/mineral-dust-forecast-system/bsc-dream8b-forecast>).

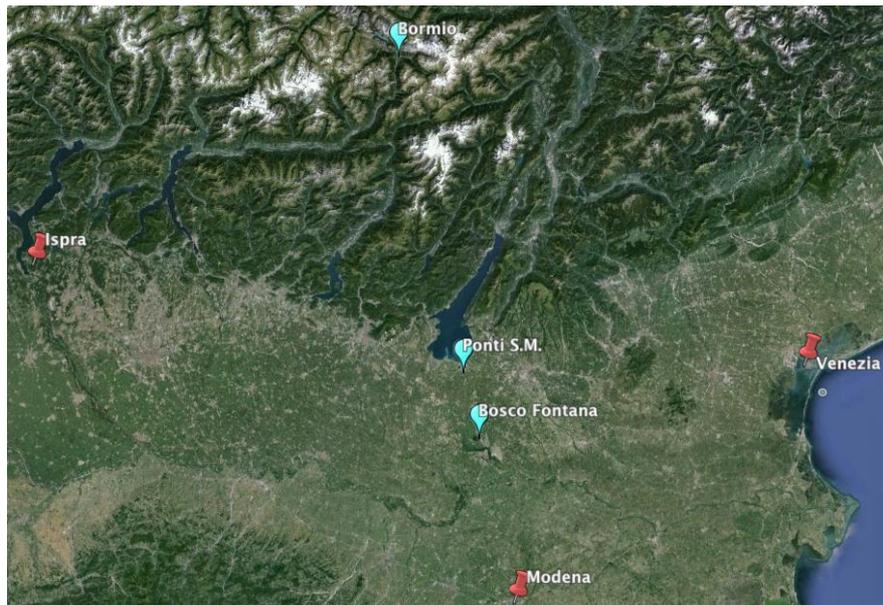


Figura 19: stazioni ARPA Lombardia (indicate in azzurro) e AERONET (in rosso) da cui sono state raccolte le misure *in situ* rispettivamente di qualità dell'aria e dei parametri fotometrici.

Infine, per la validazione dei risultati si sono utilizzati:

- misure *in situ* della riflettanza della colonna d'acqua per tre date del 2005 (14 e 27 luglio, 15 settembre) e una del 2011 (27 giugno) quasi sincrone ad alcune delle immagini MERIS selezionate, prese nei punti evidenziati in rosso in figura 20. Le firme spettrali sono state acquisite dal CNR-IREA tramite spettrometro FieldSpec ASD-FR (380-2500 nm) seguendo le metodologie indicate nel protocollo SeaWifs (Fargion e Muller, 2000);

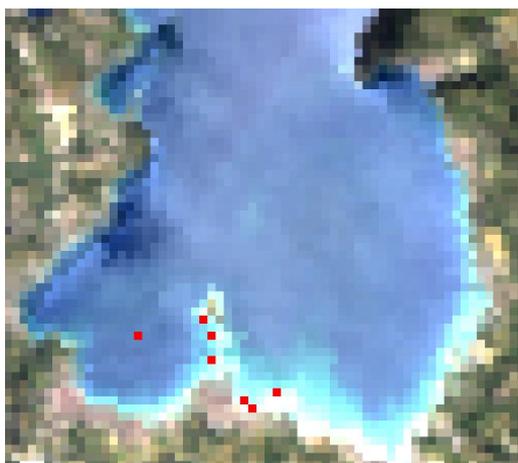


Figura 20: punti di misurazione *in situ* della riflettanza della colonna d'acqua.

- misure *in situ* della concentrazione di chl-a nelle acque superficiali per 13 date in diverse stazioni (figura 21), per un totale di 21 misure. Le analisi delle acque per la stima delle concentrazioni di chl-a sono state effettuate dall'APPA Trento e dal CNR-IREA tramite metodo spettrofotometrico (Lorenzen, 1967);

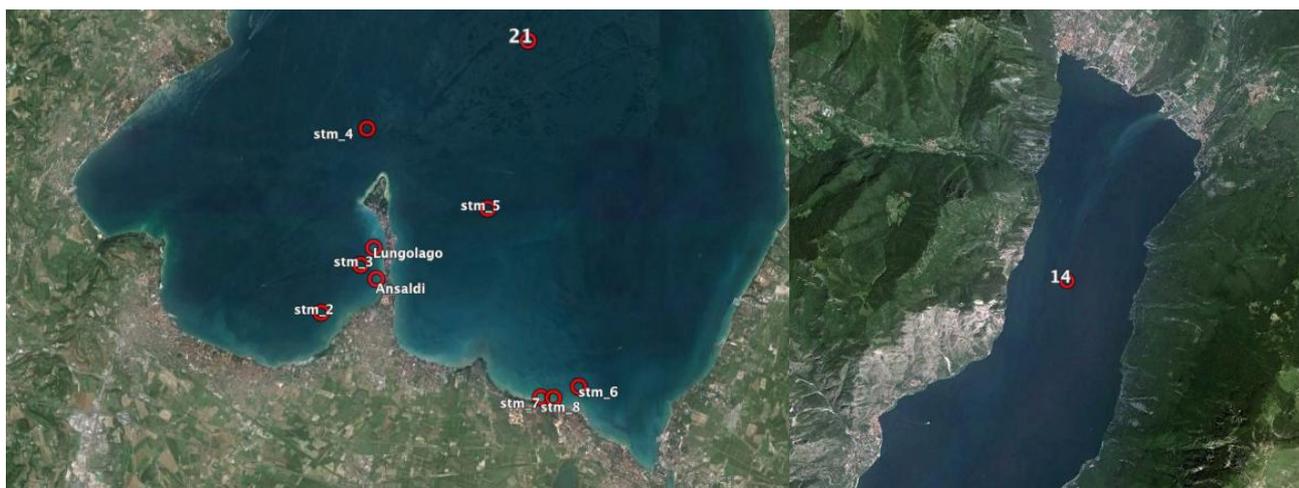


Figura 21: stazioni di misura CNR e APPA della concentrazione di chl-a nella zona Sud del lago (a sinistra) e a Nord (a destra).

- le immagini delle date più vicine possibili a quelle delle misure fra quelle disponibili, come riportato nella tabella 5.

Tabella 5: misure in situ della concentrazione di chl-a.

Data acquisizione MERIS	Data misura <i>in situ</i>	Stazione	chl-a ( $mg\ m^{-3}$ )
19\7\05	12\7\05	21	5.15
19\7\05	14\7\05	Ansaldi	1.60
19\7\05	14\7\05	Lungolago	2.12
26\7\05	26\7\05	Ansaldi	1.40
26\7\05	26\7\05	Lungolago	1.70
01\8\05	02\8\05	14	2.45
30\8\05	30\8\05	14	0.91
14\3\06	14\3\07	14	0.87
27\1\07	24\1\07	14	2.06
29\3\07	27\3\07	14	1.16
17\4\07	17\4\07	14	4.44
18\7\07	10\7\07	14	2.36
25\7\07	27\7\07	Ansaldi	1.41
06\8\07	07\8\07	14	2.90
3\11\07	6\11\07	14	2.40
26\6\11	26\6\11	stM2	0.37
26\6\11	26\6\11	stM3	0.57
26\6\11	26\6\11	stM4	0.47
26\6\11	26\6\11	stM6	0.46
26\6\11	26\6\11	stM7	0.86
26\6\11	26\6\11	stM8	0.47

## 7.1 La rete AERONET

AERONET (*AErosol RObotic NETwork*) è una rete di monitoraggio del sistema di osservazione della NASA, costituita da stazioni dotate di fotometri solari automatici, tutti uguali fra loro, che forniscono dati, quasi *real-time*, di parametri fisico-chimici dell'atmosfera, tra cui dati di AOT, del parametro Angstrom e della quantità di acqua precipitabile (in cm, è la quantità di acqua nella colonna d'aria che cadrebbe al suolo se precipitasse come pioggia o neve). Le misure ogni 15 minuti dell'assorbimento atmosferico nell'intervallo spettrale da 340 a 1020 nm sono utilizzate per calcolare l'AOT a 340, 380, 440, 500, 675, 870, 970 e 1020 nm; la radianza solare in unione alle misure dirette di AOT a 441, 673, 873 and 1022 è usata per ricavare la distribuzione delle dimensioni nella colonna atmosferica e gli indici di rifrazione degli aerosol. I dati grezzi (livello 1.0) vengono inizialmente processati in *real time* per filtrare i dati interessati dalla presenza di nubi (livello 1.5) e riprocessati circa sei mesi dopo la misura, archiviati e distribuiti dal Goddard Space Flight Center della NASA (livello 2.0). È da notare che le misure possono essere effettuate solo per condizioni meteorologiche di bassa copertura nuvolosa o in cui il sole sia visibile attraverso

aperture fra le nubi (Kaskaoutis et al., 2007).

## 7.2 Il radiometro SEVIRI

Il radiometro SEVIRI (*Spanning Enhanced Visible Infrared Imager*) installato a bordo del satellite Meteosat di Seconda Generazione, opera su 12 bande spettrali con una risoluzione temporale di un quarto d'ora. La risoluzione spaziale è di 3 km, tranne per il canale del visibile ad alta risoluzione (1 km). Queste caratteristiche lo rendono ideale per la raccolta di informazioni meteorologiche; è infatti adatto a registrare le condizioni atmosferiche, seguendo l'evolversi di fenomeni come le celle temporalesche, ma anche a raccogliere informazioni sul pattern dello strato di ozono, sulla presenza di nubi e nebbia, sulla temperatura della superficie terrestre e lo strato superiore delle nubi nonché la presenza di eventi di *dust* di interesse in questo lavoro. I canali spettrali 1, 2, 3 e 12 sono relativi alla radiazione solare, i canali dal 5 all'11 contengono la radiazione termica terrestre, infine il canale 4 a 3.9  $\mu\text{m}$ , contiene di giorno sia radiazione solare che radiazione termica terrestre, di notte naturalmente solo quest'ultima. Dei canali termici, il 5 ed il 6 operano su bande di assorbimento del vapore acqueo, il canale 8 nella banda di assorbimento dell'ozono a 9.7  $\mu\text{m}$ , il canale 11 nella banda di assorbimento dell'anidride carbonica a 13.4  $\mu\text{m}$ . Infine i rimanenti canali 7, 9 e 10 operano sulle cosiddette finestre dello spettro, ossia su bande dove la radiazione terrestre raggiunge il SEVIRI senza subire significativo assorbimento da parte dei costituenti atmosferici, purché non venga intercettata da nubi.

Tabella 6: bande SEVIRI

N.	Banda	Centro della banda	Risoluzione spaziale
1	VIS	0.6 $\mu\text{m}$	3 Km
2	VIS	0.8 $\mu\text{m}$	3 Km
3	NIR	1.6 $\mu\text{m}$	3 Km
4	NIR	3.9 $\mu\text{m}$	3 Km
5	WV (Vapore acqueo)	6.2 $\mu\text{m}$	3 Km
6	WV	7.3 $\mu\text{m}$	3 Km
7	IR	8.7 $\mu\text{m}$	3 Km
8	IR (Ozono)	9.7 $\mu\text{m}$	3 Km
9	IR	10.8 $\mu\text{m}$	3 Km
10	IR	12.0 $\mu\text{m}$	3 Km
11	IR (CO <sub>2</sub> )	13.4 $\mu\text{m}$	3 Km
12	HRV ( <i>High Resolution Visible</i> )	0.8 $\mu\text{m}$	1 Km

Le immagini SEVIRI visualizzate in RGB utilizzate sono state elaborate (a cura di CNR-ISAC e CGS) per ottenere il valore di BT (*Brightness Temperature*) per ogni pixel secondo la relazione di

Rosenfeld (2005), per i canali a 12, 10.8 e 8.7  $\mu\text{m}$ . Da queste sono state ricavate le differenze di BT (BTD) come  $BT_{12} - BT_{10.8}$  e  $BT_{10.8} - BT_{8.7}$ , usate insieme alla banda 7 (8.7  $\mu\text{m}$ ) per comporre sequenze di immagini RGB: in questo modo, il *dust* risulta rosa o magenta, mentre le nuvole alte e dense appaiono rosso-marroni e le nuvole sottili molto scure.

### **7.3 Il modello BSC-DREAM8b**

Basato sul lavoro di Pérez et al. (2006a), Pérez et al. (2006b) e Basart et al. (2012), il modello, che è stato sviluppato come componente aggiuntivo del modello NCEP/ETA, produce previsioni del ciclo di vita in atmosfera del *dust* desertico. Le immagini disponibili sul sito <http://www.bsc.es/projects/earthscience/BSC-DREAM/> permettono di visualizzare la previsione in *real time* di precipitazioni e di concentrazione in atmosfera di *dust* sahariano, la previsione a sei ore della deposizione secca ed umida del *dust* nonché la concentrazione di *dust* al suolo. Queste informazioni sono state utilizzate in alternativa alle immagini SEVIRI per avere conferma dell'evento individuato dalle misure *in situ*.

### **7.4 Il satellite Envisat-1 e lo spettrometro MERIS**

Envisat-1 era un satellite dedicato allo studio della Terra e del suo ambiente, lanciato nel marzo del 2002 dalla *European Space Agency* (ESA), la cui missione è stata dichiarata conclusa nel marzo 2012 (quando si sono persi i contatti da terra). La sua orbita polare, gli garantiva la completa copertura della Terra nonché un tempo di rivisitazione molto basso.

La sua orbita era eliosincrona, con altitudine media di 800 km ed un passaggio sul nodo discendente in corrispondenza delle 10:00 di mattina, ora locale solare (*Medium Solar Time*, MLST). Il suo ciclo principale era di 35 giorni e, insieme a diversi sottocicli, andava a formare una griglia di orbite che permetteva, per l'area in esame in questa tesi, di avere tempi di rivisitazione di due – tre giorni.

Il satellite era composto dal carico strumentale e dalla piattaforma su cui era montato un insieme di strumenti multidisciplinari, per lo studio dei differenti fenomeni oggetto di studio della missione: vi erano due radar, tre spettrometri con diverse caratteristiche di misura, due differenti radiometri (una a banda larga e l'altro a banda stretta) e un interferometro ad alta risoluzione.

Il carico strumentale, in tutto 10 sensori, può essere diviso in due categorie:

- gli *ESA Developed Instruments* (EDI'S), fra cui:

MERIS (*Medium Resolution Imaging Spectrometer*)

MIPAS (*Michelson Interferometric Passive Atmospheric Sounder*)

ASAR (*Advanced Synthetic Aperture Radar*)

GOMOS (*Global Ozone Monitoring by Occultation of Stars*)

RA-2 (*Radar Altimeter 2*)

MWR (*Microwave Radiometer*)

LRR (*Laser Retro Reflector*)

- gli *Announcement of Opportunity Instruments* (AOIS), che comprendono:

SCIAMACHY (*Scanning Imaging Absorption Spectrometer for Atmospheric Chartography*)

AATSR (*Advanced Along Track Scanning Radiometer*)

DORIS (*Doppler Orbitography and Radiopositioning Integrated by Satellite*).

Il MERIS, da cui sono state acquisite le immagine utilizzate in questa tesi, è uno spettrometro di tipo *pushbroom*, sensibile alle lunghezze d'onda del visibile e del vicino infrarosso: misura la radianza riflessa in 15 bande spettrali, in un intervallo di lunghezza d'onda compreso fra i 390 e 1040 nm.

Tabella 7: bande MERIS.

N.	Centro della banda (nm)	Ampiezza (nm)	Applicazione
1	412.5	10	Pigmenti di detrito e sostanza gialla
2	442.5	10	Massimo assorbimento di chl-a
3	490	10	Chl-a ed altri pigmenti
4	510	10	Sedimenti sospesi, maree rosse
5	560	10	Minimo assorbimento di chl-a
6	620	10	Sedimenti sospesi
7	665	10	Riferimento alla fluorescenza e assorbimento di chl-a
8	681	7.5	Picco di fluorescenza della chl-a
9	708.75	10	Riferimento della fluorescenza e assorbimento della chl-a
10	753.75	7.5	Riferimento banda di assorbimento O <sub>2</sub> , nubi, vegetazione
11	760.625	3.75	Banda di assorbimento ramo R di O <sub>2</sub>
12	778.75	15	Correzioni atmosferiche
13	865	20	Correzioni atmosferiche
14	885	10	Riferimento a vapore acqueo, vegetazione
15	900	10	Vapore acqueo

Possiede un'elevata risoluzione spettrale (dell'ordine di 10 nm) e radiometrica ed una duplice risoluzione geometrica: una completa (300 m al nadir), utilizzata al di sopra delle zone costiere e della superficie del suolo, ed una ridotta (1200 m al nadir), utilizzata sopra le superfici oceaniche.

La sua larghezza di scansione pari a 1150 km è acquisita attraverso cinque camere identiche (i cui output sono processati separatamente), poste a ventaglio, ognuna delle quali è caratterizzata da un angolo di vista o *Field of View* (FOV) pari a 14°, per un FOV totale di 68.5°. In questa

configurazione, i vari angoli di vista si sovrappongono leggermente, conferendo alle immagini un'elevata qualità ottica nonché un elevato angolo di vista.

Lo scopo principale di questo sensore è la misura del colore delle acque oceaniche e costiere, per il monitoraggio dell'attività biologica marina e la qualità delle acque. Lo spettrometro opera però in una parte dello spettro che gli permette anche di raccogliere informazioni sui parametri atmosferici associati a nuvole, vapor d'acqua e aerosol, oltre che su parametri della superficie del suolo.

Gli obiettivi da osservare hanno scale di osservazione molto variabili fra loro e diverse proprietà spettrali e radiometriche: proprio per questo motivo il MERIS è stato progettato in modo che si possa programmare spazialmente, spettralmente e radiometricamente in funzione del bersaglio di interesse: si possono cioè programmare posizione e ampiezza delle bande (a step di 1.25 nm (Merheim-Kealy et al., 1999)), il loro guadagno (*gain*) radiometrico e la risoluzione geometrica desiderata.

Le bande vengono programmate attraverso la somma del necessario numero di linee del CCD (*Charge-Coupled Device*, ogni CCD copre un intervallo spettrale nominale di 1.25 nm) nello *shift register*, in cui vengono anche riversate le linee non utilizzate dalle 15 bande.

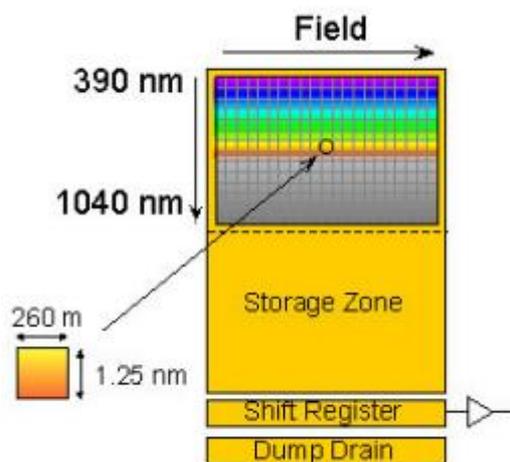


Figura 22: CCD (FONTE ESA, 2008).

## **7.5 Stima dei parametri di qualità dell'acqua da immagini satellitari**

Al fine di poter ottenere l'andamento della concentrazione di chl-a superficiale e della trasparenza della colonna d'acqua si sono stimati entrambi i parametri a partire da immagini satellitari MERIS. Le immagini satellitari devono essere processate prima di poter essere utilizzate per poter rimuovere i disturbi da cui sono affette.

Innanzitutto, va considerato il disturbo dovuto alla presenza dell'atmosfera: la fase di correzione atmosferica è dedicata a rimuovere il contributo alla radianza che giunge al sensore da parte delle

particelle atmosferiche (*backscattering*) nonché l'attenuazione per assorbimento del segnale che essa provoca (par. 2.1). Un altro disturbo che è necessario rimuovere dalle immagini è quello causato dagli effetti di adiacenza (riflesso provocato dalle porzioni di terra limitrofe alla superficie acquatica), dovuti alla vicinanza dei pixel d'acqua investigati alle coste, soprattutto nelle bande NIR: l'effetto è dovuto al forte contrasto fra i pixel d'acqua, praticamente nera nelle bande del rosso e dell'IR, e le aree vegetate, in cui invece si ha un'alta riflettanza nelle medesime bande.

E' inoltre necessario correggere l'effetto dovuto all'effetto della riflessione speculare.

Per fare ciò, sono stati utilizzati due diversi procedimenti: da una parte le immagini sono state processate attraverso l'uso della rete neurale C2R (*Case-2-Regional*), algoritmo del software BEAM-VISAT<sup>3</sup>; dall'altra in successione si sono utilizzati:

- il codice 6SV (*Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum-Vector*), per la correzione atmosferica delle immagini;
- il codice in linguaggio IDL (*Interactive Data Language*) per la correzione dell'effetto di riflessione speculare;
- il modello di inversione bio-ottica BOMBER per la stima delle concentrazioni di chl-a.

I due procedimenti sono stati condotti parallelamente con lo scopo di integrare poi i risultati ottenuti, per formare un unico data-set il più possibile affidabile per ricostruire l'andamento dei parametri. Per entrambi si sono utilizzati i parametri afferenti alle proprietà ottiche inerenti del lago di Garda, stimati da precedenti studi del CNR-IREA tramite una serie di campagne di calibrazione.

Prima di procedere per entrambi i procedimenti si sono condotte tre elaborazioni preliminari. Per prima cosa si è corretto il disturbo dovuto al cosiddetto effetto *Smile*: le misurazioni di ogni pixel lungo una linea dell'immagine vengono fatte da un set di sensori CCD, il che causa piccole variazioni della lunghezza d'onda di ogni pixel lungo l'immagine. Questa variazione può raggiungere 1.7 nm fra una camera e l'altra e 1 nm all'interno di una stessa camera. La correzione (il cui modello è stato implementato in seguito a campagne di calibrazione del sensore) può essere eseguita attraverso il toolbox del software BEAM.

---

<sup>3</sup> Il software BEAM-VISAT è una collezione di strumenti eseguibili ed interfacce (APIs) che facilitano l'uso, la visualizzazione ed il processamento dei dati satellitari ESA. Fra i vari *tool* di BEAM vi sono: lo strumento ICOL (*Improved Contrast between Ocean and Land*), l'algoritmo per la correzione dell'effetto *Smile*, l'algoritmo C2R.

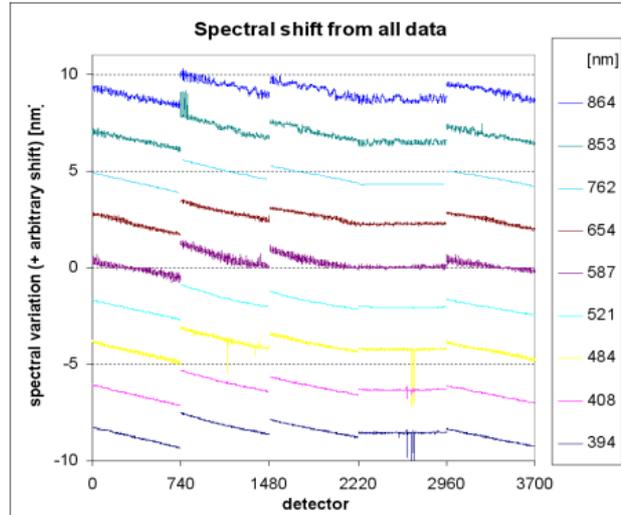


Figura 23: effetto Smile a bordo camera (Fonte: ESA).

In secondo luogo, si è effettuata la georeferenziazione delle immagini, ovvero l'assegnazione all'immagine di un determinato sistema di riferimento cartografico attraverso il posizionamento di punti presenti nell'immagine, di cui siano note le coordinate a terra, chiamati GCP (*Ground Control Points*). Una volta assegnati ad un determinato numero di punti immagine le coordinate dei rispettivi punti a terra, si stima e si applica una trasformazione alle coordinate immagine di tutti i pixel per stimare ed assegnare le coordinate a terra. Le trasformazioni utilizzate possono essere interpolazioni polinomiali (di primo grado o superiori), interpolazioni tramite triangolazione di Delauny o trasformazione affine RST (Rotazione, Scala e Traslazione). I pixel della nuova immagine georeferita non corrispondono più in maniera univoca ai pixel dell'immagine originale ed è dunque necessario la ridefinizione del contenuto radiometrico di ciascun nuovo pixel attraverso il ricampionamento dei valori di radianza. I metodi che si possono utilizzare sono metodi di interpolazione (bilineare o bicubica) e il *Nearest Neighbour* (NN) (utilizzato in genere per la maggior parte delle immagini satellitari), che assegna a ciascun nuovo pixel il valore del pixel dell'immagine originaria più vicino.

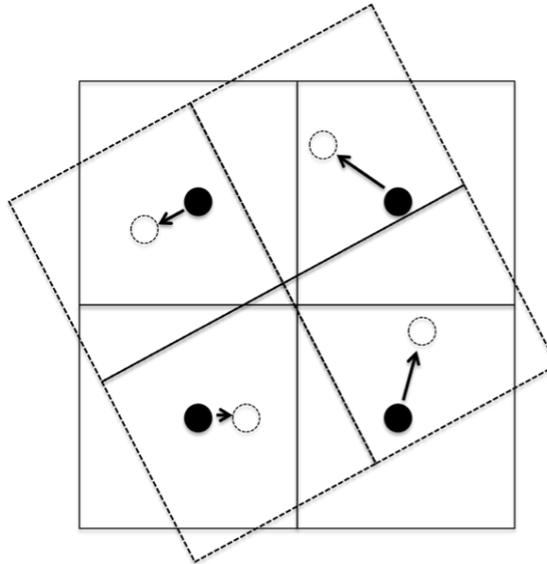


Figura 24: ricampionamento secondo il metodo Nearest Neighbour. A tratto pieno i pixel ed i rispettivi baricentri dell'immagine originaria, tratteggiati quelli dell'immagine trasformata.

Alle immagini MERIS, utilizzando il software ENVI, è stato assegnato il sistema UTM-WGS84 zona 32, attraverso l'uso delle coordinate GCP estratte dai dati satellitari con il software BEAM. Ad ogni pixel è stata assegnata la dimensione a terra di 300 m x 300 m ed è stata utilizzata una polinomiale di primo grado per la trasformazione delle coordinate e il metodo NN per il ricampionamento del valore di radianza.

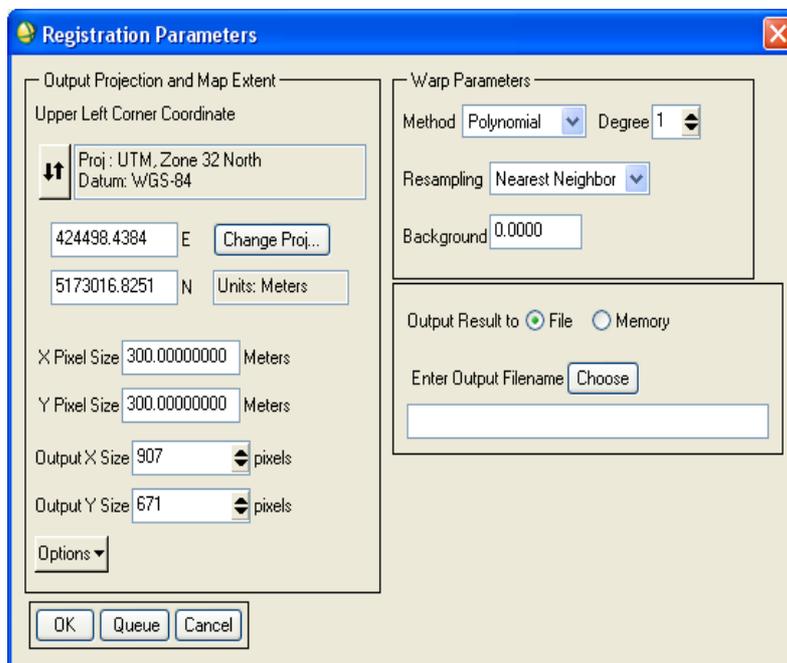


Figura 25: interfaccia del software ENVI per la georeferenziazione delle immagini

Ultimo passaggio è stato la correzione dell'effetto di adiacenza, attraverso lo strumento ICOL del pacchetto BEAM-VISAT. L'algoritmo stima l'incremento del segnale, dovuto alla radianza riflessa

dalle zone costiere che viene deviata entro l'IFOV del sensore, per sottrarlo ai valori di riflettanza ottenuti dopo la correzione atmosferica. L'incremento  $\Delta\rho$  è stimato come:

$$\Delta\rho = \frac{T(\theta_s)t_d(\theta_v)}{1 - \langle\rho\rangle_s} \langle\rho\rangle - \rho_G \quad [Eq. 11]$$

dove  $\rho_G$  è la riflettanza al suolo, T la trasmittanza totale,  $\theta_s$  e  $\theta_v$  sono gli angoli di zenith del sole e del sensore, s l'albedo dell'atmosfera,  $t_d$  la componente diffusa della trasmittanza e  $\langle\rho\rangle$  è la riflettanza media (Odermatt et al., 2008b).

### 7.5.1 Processamento delle immagini: correzione atmosferica e inversione bio-ottica tramite 6SV e BOMBER

Il primo dei due procedimenti utilizzati consiste nella correzione atmosferica delle immagini attraverso il codice 6SV, seguita dalla correzione dell'effetto di riflessione speculare attraverso le quali si ottengono i valori di riflettanza, utilizzati in ultima fase dal modello di inversione bio-ottico BOMBER per la stima delle concentrazioni di chl-a, TSM e CDOM delle acque.

#### 7.5.1.1 Il codice 6SV

Il codice 6SV è un codice di trasferimento radiativo che permette di operare la correzione atmosferica sulle immagini. Scopo della correzione è ottenere lo spettro di riflettanza della superficie investigata a partire dai valori di radianza misurati dal sensore, affetti dal contributo atmosferico, e da molteplici parametri di input (si veda il seguito del paragrafo).

Il codice 6SV permette di operare in realtà secondo due direzioni, con un approccio diretto ed uno inverso.

L'approccio classico (diretto) di trasferimento radiativo permette, a partire dai dati di riflettanza di una superficie, di stimare i valori di radianza che giungono al sensore. L'approccio inverso, utilizzato in questo caso, permette invece di stimare i valori di riflettanza delle superfici a partire dai valori di radianza misurati dal sensore.

Per poter operare, il modello necessita di molteplici informazioni su:

- le condizioni geometriche: il valore degli angoli di zenit e di azimuth del sensore e del sole nell'istante di presa;
- la tipologia e la concentrazione dell'aerosol al di sopra del bersaglio (espresso in termini di visibilità o di spessore ottico atmosferico, AOT);
- il profilo atmosferico, che è possibile scegliere fra una serie di profili proposti dall'interfaccia, fra cui i profili estivo ed invernale a latitudini intermedie, usato in questo lavoro;
- la quota del sensore (da cui dipende lo spessore dello strato atmosferico attraversato dal segnale) e la quota del bersaglio (in km s.l.m.): per i satelliti è possibile indicare che il sensore si trova al

di fuori dell'atmosfera;

- le bande spettrali da cui è composta l'immagine: è necessario definire gli estremi (in termini di lunghezza d'onda) di ogni banda spettrale.

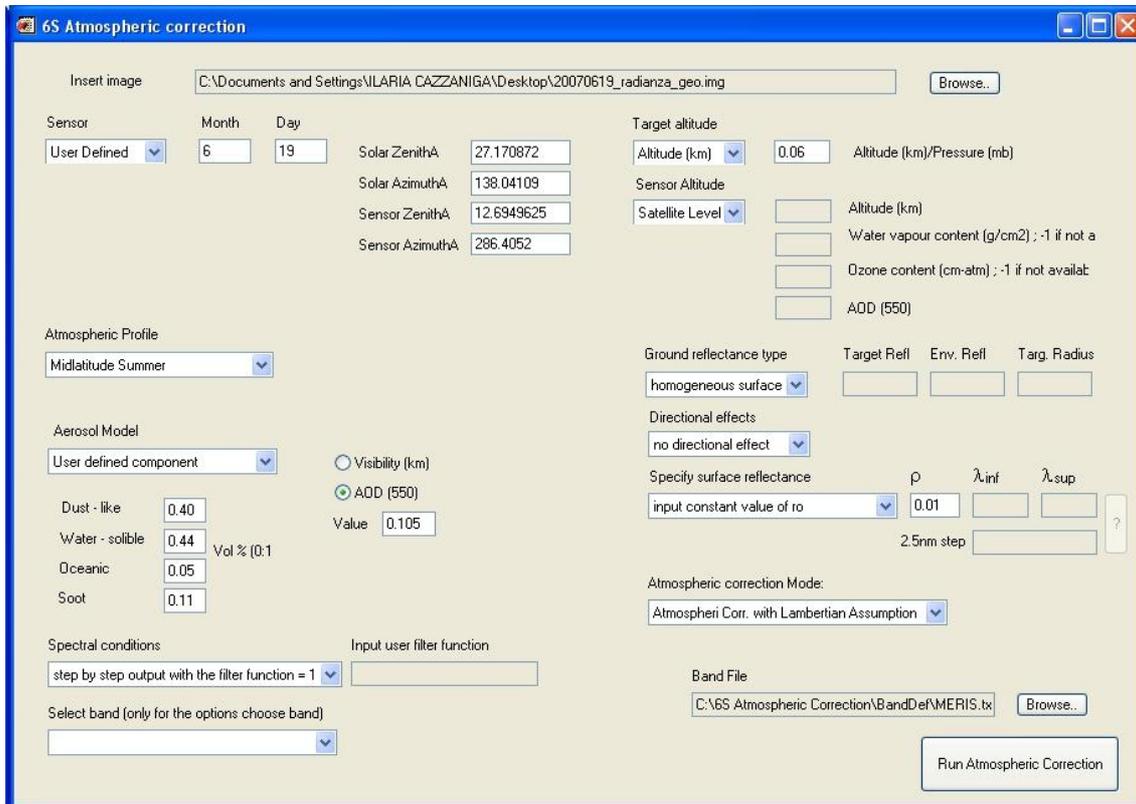


Figura 26: interfaccia grafica del 6SV.

### 7.5.1.2 Tipologia di aerosol

La tipologia della materia sospesa può essere definita per origine e caratteristiche da modelli di default o definiti dall'utente, che la descrivono in termini di percentuali di polveri, *spray* marino, vapore acqueo e ceneri contenuti nell'aerosol. In alternativa, si possono utilizzare modelli basati su leggi di distribuzione delle dimensioni delle particelle, in genere in termini di raggio.

In questo caso, si è inizialmente scelto di utilizzare il modello Pianura Padana, definito da Giardino et al. (2007) (su comunicazione personale di Tomasi), il quale prevede una composizione data per il 40% da polvere, il 44% da vapore acqueo, il 5% da *spray* marino e l'11% da cenere.

In seguito si è però scelto di valutare caso per caso il modello di aerosol più adeguato alla correzione di ogni immagine. Si sono quindi utilizzati altri tre modelli, uno *Continental*, predefinito dal 6SV, ed altri due creati ad hoc, denominati rispettivamente *low soot* e *no soot*.

Tabella 8: modelli di aerosol utilizzati per la correzione atmosferica delle immagini

MODELLO	Polvere	Vapore acqueo	Spray marino	Cenere
<i>Pianura Padana</i>	40	44	5	11
<i>No soot</i>	44	48	8	0
<i>Low soot</i>	44	47	7	2

### 7.5.1.3 Concentrazione di aerosol

Per convenzione, la concentrazione di aerosol viene rappresentata in termini di spessore ottico atmosferico, AOT, alla lunghezza d'onda di 550 nm. Si sono utilizzati i dati provenienti da due fonti: il valore di AOT ricavato dalle immagini C2R, mediato sulla superficie di quattro macroregioni rappresentative dell'intero lago, e il valore di AOT ricavato dalla rete internazionale della NASA di siti di misura AERONET. In particolare sono state considerate per la loro vicinanza le stazioni collocate a Ispra, Modena e Venezia. In queste stazioni vengono misurati (con frequenza variabile durante la giornata) i valori di AOT a lunghezze d'onda diverse da quella di interesse, ovvero 340, 380, 412, 440, 443, 490, 500, 531, 532, 551, 555, 667, 675, 870, 1020, 1640 nm. Per ottenere i valori utili allo scopo, cioè alla lunghezza d'onda di 550 nm e per lo stesso istante di tempo di acquisizione dell'immagine, è stato necessario operare una regressione lineare dei dati, in ambiente Matlab. Sempre in ambiente Matlab, si è calcolata la media dei dati ottenuti nelle diverse stazioni, pesandoli in base alla distanza dal centro del lago di Garda (10.638 E; 45.544 N), al di sopra del quale si è ipotizzato un valore di AOT costante.

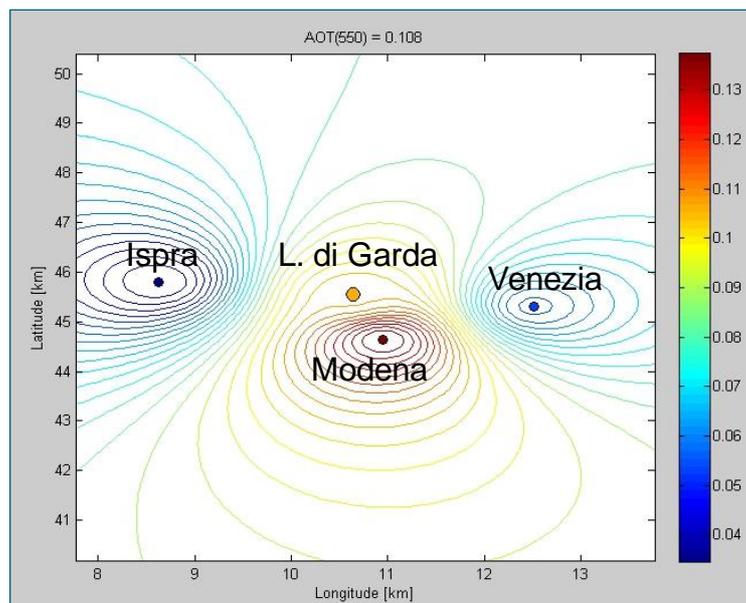


Figura 27: interpolazione dei dati dei valori di AOT delle stazioni di Ispra, Modena e Venezia. I valori sono pesati con l'inverso del quadrato della distanza dal punto in centro lago.

#### 7.5.1.4 Riflessione speculare

La componente di radiazione misurata dal sensore relativa alla riflessione dell'irradianza solare incidente sulla superficie acquatica, si denomina *sun glint* nel caso in cui la riflessione interessi solo la componente di irradianza solare diretta o riflessione speculare nel caso in cui la riflessione interessi la componente di irradianza solare diffusa.

Il *sun glint*, si manifesta all'occhio umano come un luccichio sulla superficie e si rivela per reciproche posizioni fra punto di ripresa e sorgente di luce (sole) ed aumenta in presenza di fenomeni d'increspatura (rugosità) della superficie acquatica. L'effetto sui dati *Remote Sensing*, è un innalzamento del valore di radianza registrato dal sensore.

La riflessione speculare ha un effetto meno evidente a livello di magnitudo della riflettanza rispetto al *sun glint* e si verifica principalmente quando l'atmosfera risulta particolarmente carica di aerosol; analogamente al *sun glint* tale componente risulta più evidente in caso di fenomeni di increspatura della superficie acquatica.

L'algoritmo per la correzione dell'effetto di riflessione speculare utilizza, oltre l'immagine corretta atmosfericamente, il valore del rapporto per ogni banda fra l'irradianza diffusa dall'atmosfera e l'irradianza totale (suddivisa nelle componenti diffusa, solare e ambientale), anch'esse fra i prodotti del 6SV.

Per ogni pixel, per ogni banda, viene calcolato il valore di riflettanza *rrs* dato da:

$$rrs = \frac{1}{\Pi} rad(x, y) - 0,028 \frac{E_{diffuse}}{E_{environment} + E_{diffuse} + E_{solar}}, \quad [Eq. 12]$$

dove  $rad(x,y)$  è il valore di radianza contenuto nel pixel (x,y),  $E_{diffuse}$ ,  $E_{environment}$  e  $E_{solar}$  sono le tre componenti dell'irradianza totale, mentre  $\pi$  è l'angolo di riflessione dell'onda elettromagnetica (che "torna" verso il sensore con un angolo di 180°) e il valore 0.028 è un coefficiente che può cambiare in presenza di intensità di vento molto rilevante.

Ottenuti dunque i valori di riflettanza per le 15 bande di ciascuna immagine si è potuti procedere alla stima dei parametri di qualità delle acque attraverso il modello di inversione bio-ottica BOMBER.

#### 7.5.1.5 BOMBER

BOMBER (*Bio-Optical Model Based tool for Estimating water quality and bottom properties from Remote sensing images*) è un *tool* di Envi sviluppato dal CNR-IREA (Giardino et al., 2012), interamente in linguaggio IDL (*Interactive Data Language*).

Il modello bio-ottico è uno strumento analitico per la stima della qualità delle acque e delle proprietà del fondale da immagini satellitari, attraverso tecniche di ottimizzazione: nel caso di acque profonde (in cui il segnale che giunge al sensore è legato al solo contributo della colonna d'acqua e non del fondale) BOMBER genera mappe di qualità dell'acqua; nel caso di acque basse vengono indagati anche la profondità del fondo e la distribuzione fino a tre classi di substrati diversi. L'equazione matematica del modello associa i valori delle variabili radiometriche alle proprietà ottiche inerenti (IOP) della superficie indagata.

La riflettanza (*Remote Sensing Reflectance*  $r_{rs}(\lambda)$ ) della superficie acquatica è espressa nei lavori di Albert e Mobley (2003) e Lee et al. (1998, 1999) in funzione della riflettanza sotto la superficie dell'acqua  $r_0^-(\lambda)$ , data a sua volta dalla somma dei contributi della colonna d'acqua  $r_0^-(\lambda)_c$  e, nel caso di acque poco profonde, del fondale  $r_0^-(\lambda)_b$ :

$$r_{rs}(\lambda) = \frac{\Pi r(0^-, \lambda)}{(1 - \gamma r(0^-, \lambda))} \quad [Eq. 13]$$

con

$$r(0^-, \lambda) = r(0^-, \lambda)^c + r(0^-, \lambda)^b = r(0^-, \lambda)^{dp} \left( 1 - A_0 e^{\left( -\left( \frac{1}{\cos(\theta_w)} + D_w^B \right) \kappa(\lambda) H \right)} \right) + A_1 \rho(\lambda) e^{\left( -\left( \frac{1}{\cos(\theta_w)} + D_w^B \right) \kappa(\lambda) H \right)}, \quad [Eq. 14]$$

$$r(0^-, \lambda)^{dp} = (g_0 + g_1 u(\lambda)^{g_2}) u(\lambda), \quad [Eq. 15]$$

$$u(\lambda) = \frac{a(\lambda)}{a(\lambda) + b_b(\lambda)}, \quad [Eq. 16]$$

dove  $\Pi$  e  $\gamma$  sono parametri che permettono di descrivere gli effetti dell'interfaccia aria-acqua sulla trasmissione dell'energia,  $r(0^-, \lambda)^{dp}$  è il contributo in  $\text{sr}^{-1}$  delle acque profonde,  $\theta_w$  è l'angolo di zenit del sole sotto la superficie dell'acqua,  $H$  è la profondità del fondale,  $r(\lambda)$  è l'albedo del fondo somma dell'albedo dei tre substrati (nei quali la distribuzione è definita dall'utente),  $a(\lambda)$  è il coefficiente di assorbimento totale e  $b_b(\lambda)$  è il coefficiente di *backscattering* totale.

La struttura del BOMBER permette all'utilizzatore di definire di volta in volta le diverse caratteristiche delle IOP (es. il coefficiente di assorbimento totale  $a(\lambda)$ , il coefficiente di assorbimento del fitoplancton, il coefficiente di backscattering  $b(\lambda)$ ...) e usa tecniche di ottimizzazione, in particolare attraverso la minimizzazione della funzione obiettivo  $\delta$ , che misura la distanza dal punto di vista spettrale fra la riflettanza ricavata dall'immagine e quella modellata dal BOMBER stesso, per ogni pixel:

$$\delta = \sqrt{\sum_{\lambda_{\min}}^{\lambda_{\max}} (r_{rs}(\lambda) - r_{rs}(\lambda))^2} \quad [Eq. 17]$$

Le variabili del problema sono sei o tre (a seconda del tipo di acque, basse o profonde, considerate): la concentrazione nella colonna d'acqua di chl-a, di sostanza organica disciolta colorata ( $a_{CDOM(440)}$ ) e di solidi sospesi (TSM) oltre all'altezza del fondale e due delle distribuzioni nelle tre classi di albedo.

Il processo viene effettuato attraverso il metodo di ottimizzazione vincolata che il linguaggio IDL permette di effettuare: BOMBER permette di selezionare gli intervalli delle variabili entro cui si vuole operare nonché i valori di partenza di ciascuna delle variabili.

Nel caso di questo lavoro, si è scelto di vincolare ad un valore costante ( $0.05 \text{ m}^{-1}$ ) la concentrazione di  $a_{CDOM}$ , non essendo di diretto interesse ed essendo per il lago di Garda un valore sempre molto limitato e con variabilità molto limitata. Si sono invece vincolati i valori di chl-a e di TSM a due intervalli rispettivamente compresi fra 0.01 e  $30 \text{ mg/m}^3$  e fra 0.01 e  $20 \text{ g/m}^3$ . Per quanto riguarda invece i valori di partenza, lasciando invariato a  $1.5 \text{ g/m}^3$  quello relativo ai TSM, si è scelto il valore iniziale di chl-a caso per caso per ogni immagine, utilizzando come riferimento alcune misure *in situ* effettuate nell'intorno delle date di acquisizione delle immagini. Prima di lanciare il BOMBER, se ne è comunque controllato il comportamento attraverso lo strumento fornito nella sua interfaccia, che simula il processo di ottimizzazione per un singolo pixel selezionato, richiedendo tempi di calcolo brevissimi, diversamente da quanto richiederebbe per l'intera immagine.

In figura 28, si riporta l'interfaccia grafica di BOMBER.

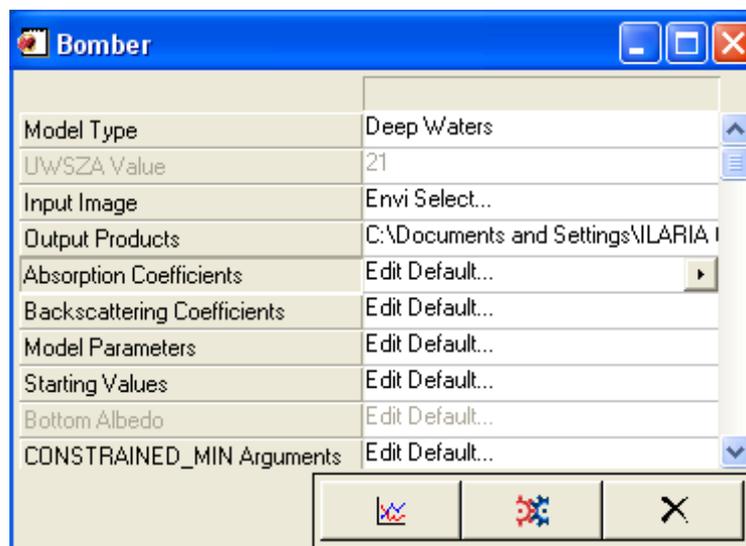


Figura 28: interfaccia per l'uso di BOMBER, tramite cui è possibile assegnare i valori di partenza ed i parametri delle IOP.

Infine, BOMBER permette l'utilizzo di maschere delle immagini da processare, non solo per ridurre i tempi di calcolo ma anche per permettere di considerare i soli pixel relativi alla superficie investigata, tralasciando tutto ciò che dell'immagine non è superficie acquatica. Le maschere

utilizzate sono state create in modo da escludere non solo i pixel di terra ma anche i pixel prospicienti le zone costiere, da queste fortemente influenzate, nonché quelli contenenti le nuvole. In ambiente ENVI, si sono create delle ROI (*Region Of Interest*), inizialmente utilizzando i prodotti *flag* del C2R. Poiché però questi non riescono a rilevare la foschia e le nuvole meno spesse, si sono mascherati i pixel che mostrassero valori troppo elevati di riflettanza nelle bande dell'IR e nella regione del blu, rispetto alle zone d'acqua circostanti.

### **7.5.2 Processamento delle immagini: C2R (*Case-2-Regional* )**

Il C2R è un *tool* all'interno della rete neurale BEAM-VISAT, il cui algoritmo permette di ricavare dalle immagini MERIS precedentemente corrette con *Smile* e ICOL, i parametri di qualità delle acque costiere ed interne (acque di caso II), tramite l'utilizzo di una rete neurale (NN). Sviluppato nel 2007 da Doerffer, include un algoritmo per la correzione atmosferica e uno per ricavare i valori dei parametri di qualità.

La procedura di correzione atmosferica è basata su simulazioni di trasferimento radiativo, usate per alimentare la rete neurale, utilizzata a sua volta per parametrizzare la relazione fra le riflettanze (in corrispondenza di 12 delle 15 bande MERIS) della superficie e il segnale misurato dal sensore al di sopra dell'atmosfera (*Top of atmosphere*). Comprende tre step:

1. viene effettuato il calcolo della trasmittanza usando i valori della pressione a livello del bersaglio e del contenuto totale di ozono dai dati ancillari MERIS. La trasmittanza viene poi utilizzata per calcolare l'irradianza solare incidente e quella uscente al di sopra dell'atmosfera (TOSA);
2. viene calcolata la riflettanza della superficie d'acqua;
3. sono calcolate le grandezze precedenti al di sotto dell'atmosfera, considerando l'effetto di diversi tipi di aerosol, della copertura nuvolosa, della riflessione speculare.

Dunque, ricevendo in input i valori di riflettanza TOSA e degli angoli zenitali e azimutali del sole e del sensore, la NN stima i valori di riflettanza a livello della superficie, i valori di AOT 443, 550, 778, 865 nm e Angstrom.

Le riflettanze delle prime nove bande MERIS vengono a loro volta utilizzate dal secondo algoritmo per ricavare le IOP e le concentrazioni dei costituenti delle acque esaminate.

Con le mappe ottenute con entrambi i metodi è stato creato un unico data-set, utilizzato per valutare l'andamento della chl-a. L'andamento è stato quindi osservato su alcune regioni del lago (figura 29), scelte perché fossero rappresentative dell'intera superficie e, al tempo stesso, in modo che i dati estratti non fossero influenzati dalla vicinanza delle coste.



Figura 29: ROI (Region of Interest) utilizzate in ambiente ENVI per l'estrazione dei dati di chl-a, AOT 550 e trasparenza. In rosso è la zona Nord, in blu la zona Pelagica, in ciano la zona Desenzano e in verde la zona Peschiera.

## **7.6 Ricerca degli eventi di dust**

Per individuare gli eventi di *dust* sahariano per poi studiarne gli effetti, si sono inizialmente utilizzati i dati fotometrici raccolti dalla rete AERONET di AOT a 440 nm e del parametro Angstrom, stimato per l'intervallo di lunghezze d'onda compreso fra 440 e 870 nm. Per le sue caratteristiche, è possibile utilizzare questi parametri per identificare un eventuale passaggio di *dust* desertico sulla zona d'interesse: alti valori di AOT e bassi valori di Angstrom (inferiori a 0.7, Smirnov et al., 2001; Rios, 2004) indicano il passaggio di *dust*. Si sono dunque cercate le date in cui siano stati registrati picchi del valore di AOT (ricercando come anomalie i valori che superino il valore dato da somma di media e deviazione standard), insieme a picchi negativi del parametro Angstrom, con valori compresi fra 0 e 0.7. Per verificare non solo il passaggio ma anche l'effettiva deposizione del materiale particolato si è verificata la presenza di picchi elevati (individuati con lo stesso metodo utilizzato per l'AOT) di concentrazioni di PM (soprattutto dove vi sia stata una crescita più marcata della concentrazione di PM10 rispetto a quella di PM2.5) nelle stazioni di Bormio e Ponti sul Mincio (le più vicine al lago di Garda per cui erano disponibili i dati di particolato), il primo a circa 80 km a nord del lago di Garda e il secondo subito a sud, e dalla stazione di Bosco Fontana (MN), un sito di pianura rurale, circa 30 km a sud del lago di Garda, lontano da zone industrializzate e quindi meno condizionato dall'inquinamento di tipo antropico.

Tabella 9: valori medi e valori soglia dei parametri utilizzati per l'individuazione della deposizione di dust sahariano.

<b>CENTRALINA</b>	<b>ANNO</b>	<b>PARAMETRO</b>	<b>MEDIA</b>	<b>SQM</b>	<b>SOGLIA</b>
Ispra	2005	AOT	0.32	0.28	0.61
Bormio	2005	PM10	22	15	37
Modena	2007	AOT	0.31	0.18	0.49
Ispra	2007	AOT	0.31	0.25	0.56
Ponti S.M.	2007	PM10	42	25	67
Bormio	2007	PM10	20	12	32
Modena	2008	AOT	0.32	0.22	0.54
Ponti S.M.	2008	PM10	40	29	69
Bormio	2008	PM10	16	13	29

Infine, per queste stesse date si è cercata conferma dell'evento attraverso l'uso delle immagini SEVIRI o BSC. Si sono individuate in questo modo due date una per il 2005 e una per il 2007. A queste date si sono aggiunte altre due date: una nel marzo 2005, individuata grazie alle immagini prodotte dal modello BSC-DREAM8b e confermata dagli alti valori di PM10, ed una nel maggio 2008, individuata da Bangert et al. (2011) e confermata dai dati sia fotometrici che di PM misurati dalle centraline.

## 8. VALIDAZIONE DEI RISULTATI

La validazione ha accompagnato tutte le fasi di elaborazione e di scelta dei dati satellitari: è stata effettuata non solo sui prodotti finali (le concentrazioni di chl-a) ma anche sui prodotti intermedi quali i valori di riflettanza ottenuti dalle correzioni atmosferiche.

La validazione si è articolata quindi in più punti, in ognuno dei quali si sono utilizzate metodologie e dati diversi.

Innanzitutto si sono valutati i prodotti di riflettanza ottenuti tramite la correzione atmosferica effettuata con il codice 6SV e con la rete neurale BEAM-VISAT C2R. Avendo a disposizione le misure *in situ* delle riflettanze della colonna d'acqua in alcune stazioni del lago (figura 20) in quattro diverse date fra il 2005 e il 2011, le si è normalizzate alla lunghezza d'onda di 560 nm, mediate su tutte le stazioni e su tutte le date, e le si è confrontate con quelle stimate dalle immagini MERIS (sempre normalizzate) dopo la correzione atmosferica e speculare. Queste sono state estratte in ambiente ENVI dai prodotti C2R e 6SV in corrispondenza delle stazioni delle misure *in situ*. Nel grafico 1 è mostrato l'andamento delle riflettanze stimate attraverso i due metodi.

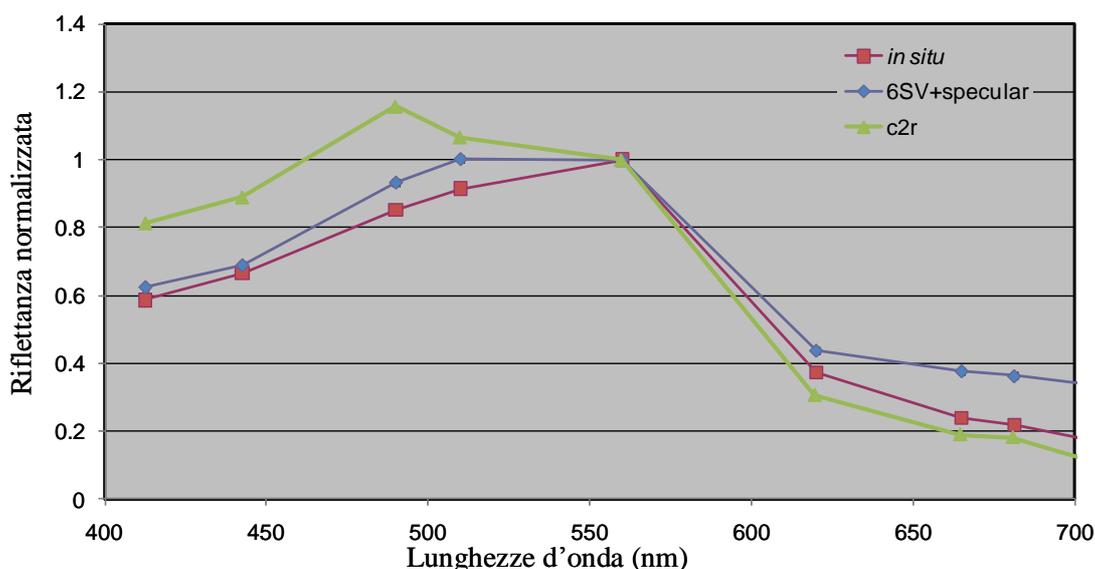


Grafico 1: valori medi di riflettanza normalizzati a 560 nm stimati da C2R e 6SV e misurati *in situ* per le quattro date. Sull'asse delle ascisse la lunghezza d'onda (nm).

L'andamento mostra dei buoni risultati per entrambi i procedimenti: il C2R sovrastima e anticipa a lunghezze d'onda minori (480 nm) il picco che la firma ha nell'intorno dei 560 nm.

Fra i vari parametri di input forniti al 6SV per la correzione atmosferica, il valore di AOT è il più critico da scegliere in quanto può talvolta condizionare fortemente i prodotti ottenuti. Per la validazione dei dati utilizzati, in sequenza si sono confrontati i prodotti 6SV di riflettanza ottenuti

utilizzando i valori di AOT misurati nelle singole stazioni, interpolati come media pesata fra i valori di Ispra e Venezia, interpolati come media pesata fra i valori di tutte e quattro le stazioni, stimato dal C2R (il valore medio delle quattro zone di riferimento).

E' difficile stimare il peso della scelta dell'AOT; nel grafico 2 si riporta l'andamento dei valori di riflettanza normalizzati per le stesse quattro date utilizzate in precedenza: come si vede nel caso riportato i valori stimati per le prime quattro bande sono praticamente identici mentre è presente un leggero scostamento fra i valori stimati per le bande nella regione del rosso.

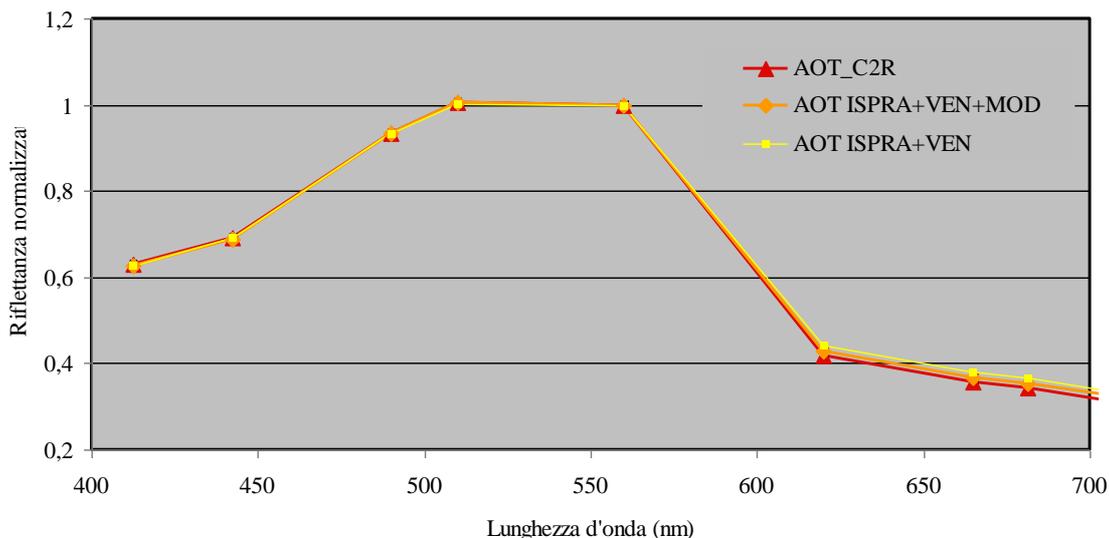


Grafico 2: valori di riflettanza medi di tutti i valori, stimati dal 6SV combinato alla correzione dell'effetto speculare, normalizzata al valore a 560 nm, per diversi valori del parametro AOT.

Considerando le singole date e paragonando i valori di riflettanza non normalizzati, il grafico 3 mostra come la scelta dei valori di AOT possano condizionare i risultati della correzione atmosferica. Nel grafico 3 sono riportati i valori dell'errore assoluto fra quelli stimati e le misure in situ per tre delle quattro immagini, corrette con il valore ottenuto per interpolazione dalla rete AERONET e il valore stimato dal C2R: il grafico mostra come si ottengano i risultati migliori talvolta col primo, talvolta con il secondo.

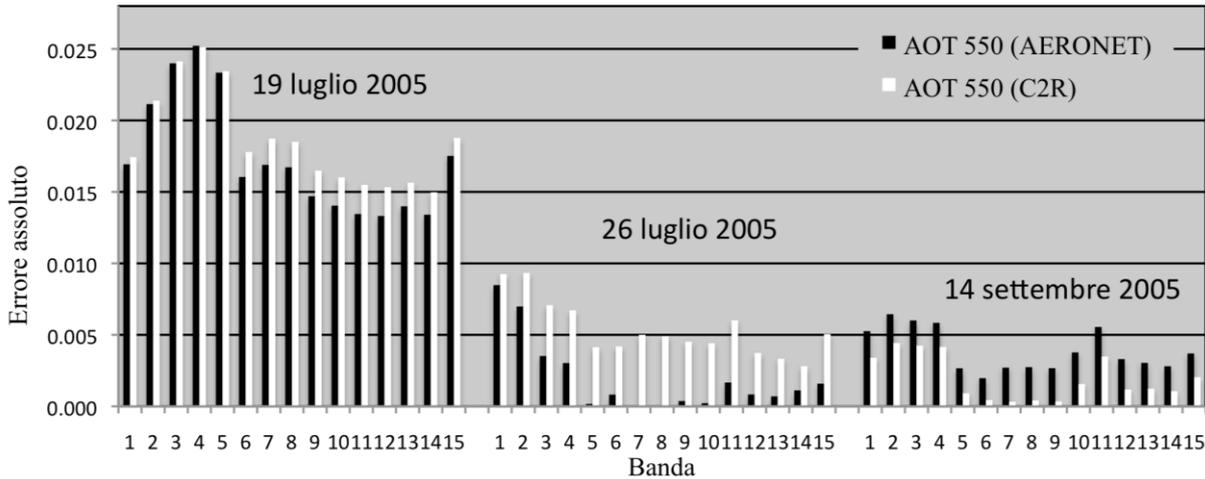


Grafico 3: errore assoluto rispetto alle misure in situ calcolato per ogni banda per le riflettanze stimate con due diversi valori di AOT, uno ricavato dai dati satellitari tramite C2R e uno dai dati AERONET.

Tramite regressione lineare si sono allora calcolati i coefficienti di correlazione ottenuti via via assegnando valori di AOT differenti. I risultati sono riassunti in tabella 10.

Tabella 10: valori del coefficiente di correlazione  $R^2$  stimato fra le misure di riflettanza in situ e le stime ottenute con diversi valori di AOT a 550 nm.

DATA	AOT C2R	AOT ISPRA+VE+MO	AOT ISPRA + VE	AOT ISPRA
19-07-05	0.69	0.65	0.65	0.65
26-07-05	0.68	0.70	0.69	0.69
14-09-05	0.86	0.87	0.86	0.86

Avendo ottenuto valori del coefficiente di correlazione  $R^2$  molto simili fra loro, si è scelto di utilizzare, nella maggior parte dei casi (ovviamente non quando ci fossero condizioni di nuvolosità e/o foschia in una delle tre stazioni), la media pesata di tutte le stazioni AERONET, dato idealmente più robusto alla presenza di errori di misura rispetto a quello relativo ad una singola stazione. Per alcune date però (per le quali non si avevano misure *in situ*) lo scostamento è stato più marcato e talvolta in fase di processamento, si è scelto di utilizzare un valore inferiore di AOT. Questa scelta si è effettuata in seguito ad un'altra fase del controllo della qualità dei dati. In seguito alla correzione di ogni immagine si sono estratti i valori di riflettanze medie dell'intero lago e di un'area che può essere ritenuta invariante dal punto di vista radiometrico, a est del lago (figura 30). L'area è infatti occupata da una zona industriale, dove non vi è vegetazione (la cui risposta radiometrica varia durante l'anno) né altre superfici che possano variare nel corso del tempo.



Figura 30: superfici invarianti a est del lago di Garda, utilizzate in fase di validazione della correzione atmosferica.

I valori estratti sono stati utilizzati per visualizzare la firma delle superfici e per calcolarne l'albedo totale (come somma delle riflettanze di tutte le bande, esclusa quella centrata a 761 nm di assorbimento dell'ossigeno). In questo modo è stato possibile individuare le immagini che presentassero valori anomali, talvolta dovuti a disturbi dell'immagine che il processamento non è riuscito a rimuovere, talvolta invece dovuti ad un non corretto valore di AOT o modello di aerosol, dati in input al modello di correzione atmosferica. Si sono dunque riprocessate tutte le immagini che presentassero valori di albedo di queste superfici al di fuori dell'intervallo definito dal valor medio più o meno il doppio della deviazione standard calcolata sull'intero anno. Si sono inoltre eliminate alcune immagini per cui non è stato possibile ottenere valori di albedo compresi nell'intervallo di accettazione nemmeno con questo secondo intervento.

Per validare i prodotti finali si sono utilizzate le misure *in situ* di concentrazione di chl-a delle stazioni CRA (Centro Rilevamento Ambientale) di Sirmione e APPA di Trento in 13 date, per un totale di 21 misure. Le date non sempre coincidono con quelle delle immagini satellitari disponibili: si sono dunque utilizzate le immagini delle date più vicine possibili a quelle delle misure.

Tabella 11: concentrazioni di chl-a misurate in situ e stimate da BOMBER e C2R utilizzate per la validazione dei prodotti.

Data acquisizione MERIS	Data misura in situ	Stazione	chl-a (mg m <sup>-3</sup> )	chl-a (C2R)	chl-a (BOMBER)
19\7\05	12\7\05	21	5.15	5.20	5.86
19\7\05	14\7\05	Ansaldi	1.60	2.38	1.92
19\7\05	14\7\05	Lungolago	2.12	2.53	2.18
26\7\05	26\7\05	Ansaldi	1.40	1.85	0.92
26\7\05	26\7\05	Lungolago	1.70	1.47	1.33
01\8\05	02\8\05	14	2.45	1.87	0.75
30\8\05	30\8\05	14	0.91	1.11	0.59
14\3\06	14\3\07	14	0.87	1.11	0.38
27\1\07	24\1\07	14	2.06	1.72	2.43
29\3\07	27\3\07	14	1.16	0.37	0.79
17\4\07	17\4\07	14	4.44	4.03	5.05
18\7\07	10\7\07	14	2.36	2.50	1.91
25\7\07	27\7\07	Ansaldi	1.41	1.29	0.94
06\8\07	07\8\07	14	2.90	1.03	1.63
3\11\07	6\11\07	14	2.40	2.49	2.69
26\6\11	26\6\11	stM2	0.37	0.31	1.06
26\6\11	26\6\11	stM3	0.57	0.48	0.91
26\6\11	26\6\11	stM4	0.47	0.40	1.28
26\6\11	26\6\11	stM6	0.46	0.48	0.53
26\6\11	26\6\11	stM7	0.86	0.63	0.03
26\6\11	26\6\11	stM8	0.47	0.49	0.29

Come mostra la tabella 11, il modello BOMBER in alcuni casi sottostima la concentrazione di chl-a, ma nel complesso si ottengono buoni risultati attraverso l'uso sia di questo che del C2R. La validazione si è infatti condotta calcolando il coefficiente di regressione e l'RMSE per entrambi i casi: il primo (grafico 4) è pari a 0.80 per il BOMBER e 0.84 per il C2R; il secondo, calcolato come

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{t=1}^n (chl\_a_{in situ} - chl\_a_{stimata})^2}{n}}, \quad [Eq. 18]$$

dove n è il numero di misure, è pari a 0.65 mg/m<sup>3</sup> per il BOMBER e 0.53 mg/m<sup>3</sup> per il C2R.

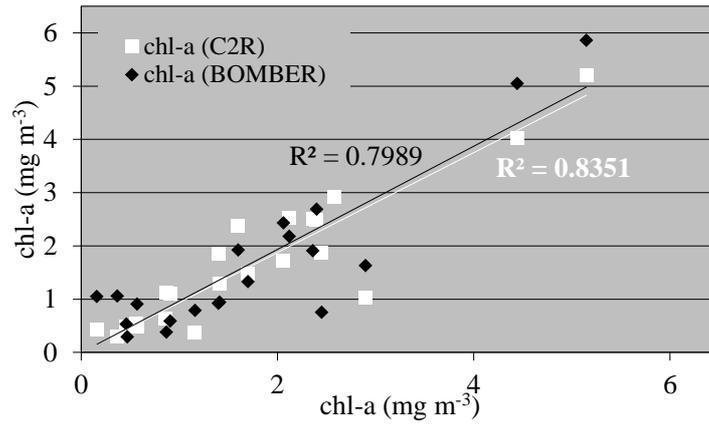


Grafico 4: scatterogramma dei valori di concentrazione di chl-a stimati da C2R e BOMBER (sull'asse delle ordinate) e misurati in situ (sull'asse delle ascisse).

# 9. RISULTATI

L'elaborazione dei dati satellitari e delle misure *in situ* ha permesso di ottenere:

- i prodotti delle concentrazioni di chl-a e della trasparenza per visualizzarne l'andamento per le finestre temporali dell'estate 2005 e dell'anno 2007;
- le date di 4 eventi di deposizione di *dust* sahariano sul lago di Garda;
- l'andamento della chl-a a cavallo di questi eventi.

## 9.1 Clorofilla e trasparenza

Conclusa la fase di processamento delle immagini MERIS, si sono estratti per ciascuna immagine i valori di trasparenza e di chl-a dalle mappe prodotte da C2R e BOMBER (solo la chl-a), nelle quattro macroaree rappresentative del lago di Garda (figura 29). I dati confermano la condizione oligotrofica del lago, condizione tendente alla mesotrofia quando l'andamento mostra sporadici picchi di concentrazione di chl-a. I valori medi di chl-a per l'intero lago si attestano fra 0.5 e 8 mg/m<sup>3</sup>, mentre quelli di trasparenza fra -16 e -4 metri.

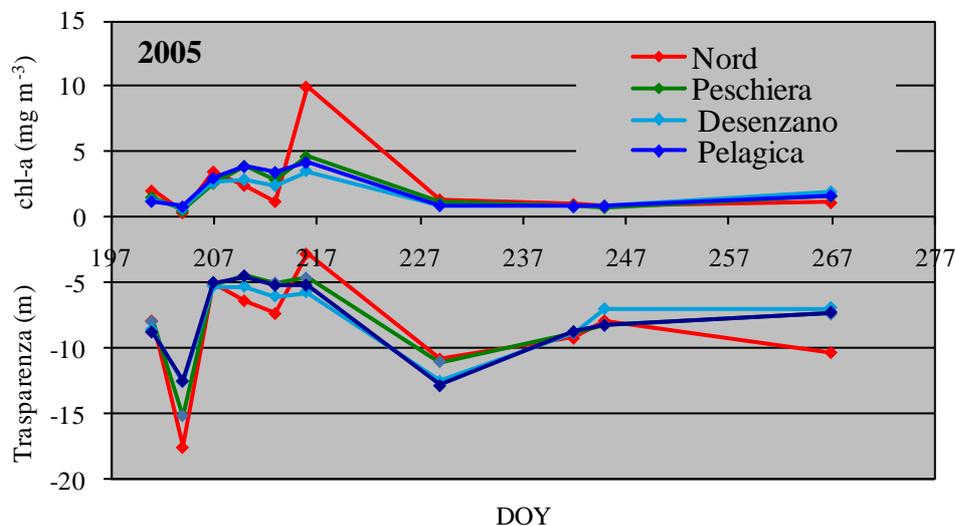


Grafico 5: andamento della concentrazione di chl-a e trasparenza stimate per l'anno 2005 per le quattro zone del lago.

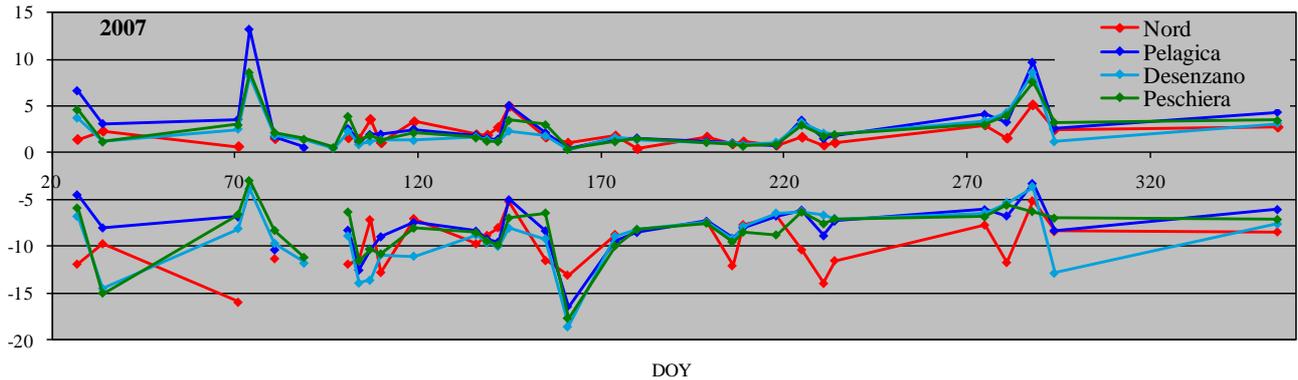


Grafico 6: andamento della concentrazione di chl-a e trasparenza stimate per l'anno 2007 per le quattro zone del lago. Dove la linea è interrotta, non si sono inclusi i dati a causa della copertura nuvolosa o si sono utilizzate le stime BOMBER (da cui non si ha la trasparenza).

Come mostrato nei grafici 5 e 6, le aree seguono un andamento abbastanza simile, esclusa la più settentrionale.

Quest'area si trova in una zona influenzata da diversi fattori, oltre all'immissione del fiume Sarca: innanzitutto il lago è in comunicazione, per la produzione di energia idroelettrica, con il lago di Ledro, un piccolo lago interessato da frequenti e importanti fioriture algali (soprattutto cianobatteri) situato a Nord Ovest del lago, con cui vi è interscambio di masse d'acqua.



Figura 31: fioritura algale nel lago di Ledro.

Dal punto di vista dell'elaborazione dei dati, il lago di Garda nella parte più settentrionale è molto più stretto rispetto alla parte meridionale ed il segnale risente molto dell'effetto di adiacenza provocato dalle coste, non sempre completamente eliminato dalle correzioni. Infine, una diversa crescita delle concentrazioni, può derivare da una diversa distribuzione delle deposizioni del materiale particolato sull'area del lago.

Sono riportate come esempio le mappe realizzate in ambiente ENVI di chl-a in figura 32 per tre date: nelle prime due (agosto 2005 e marzo 2007) è messa in evidenza la variabilità del parametro sull'intera superficie del lago. La seconda invece rappresenta la data per cui si è registrato il picco maggiore per il 2007 (poco oltre  $8 \text{ mg/m}^3$ ). Infine la terza (giugno 2007), rappresenta una delle date per cui si è registrato un valore medio minimo di chl-a (circa  $0.5 \text{ mg/m}^3$ ).

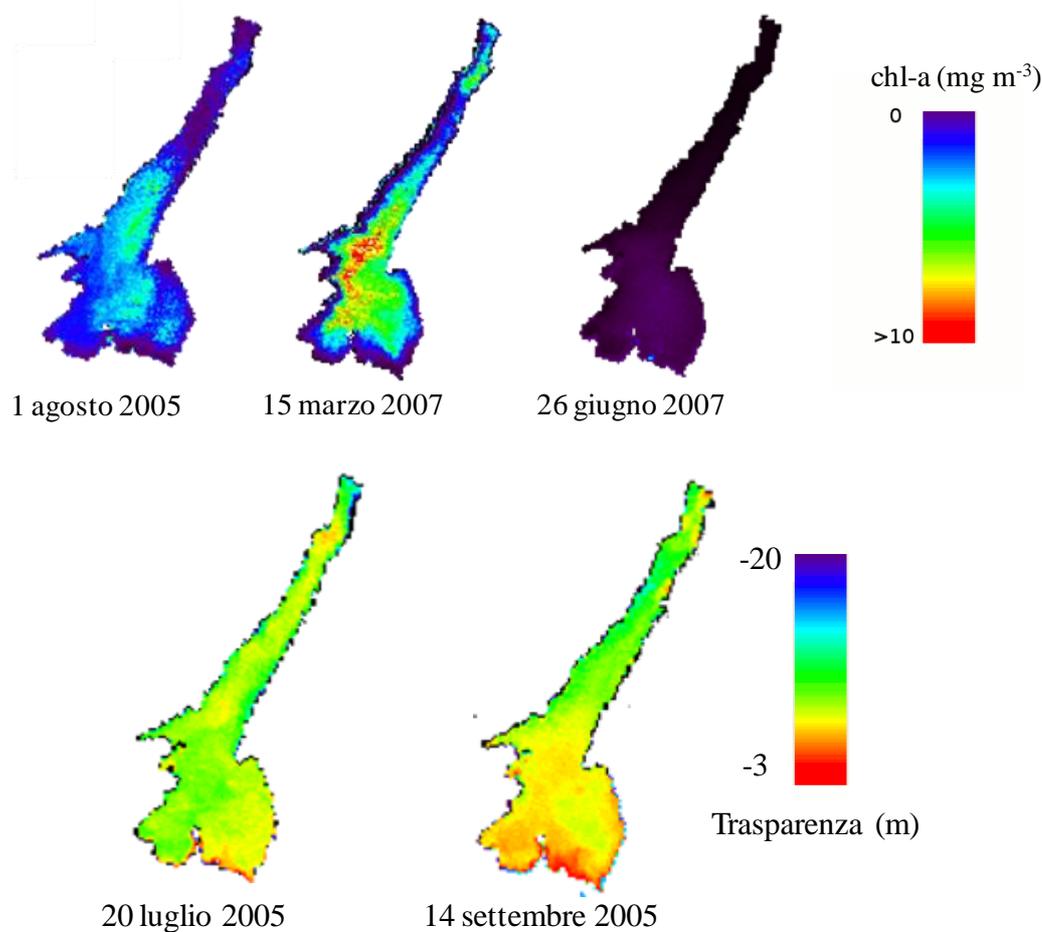


Figura 32: mappe di chl-a e trasparenza realizzate in ambiente ENVI per la visualizzazione dell'andamento del parametro sull'intera superficie del lago.

Infine, osservando l'andamento di trasparenza e chl-a e calcolandone la media sulle quattro regioni, se ne è calcolato il coefficiente di correlazione: i due parametri sono mediamente correlati fra loro ( $r = 0.72$ ). Per alcune date però (per esempio per il periodo dall'8 al 15 ottobre 2007 (DOY 281-288), nell'area al largo di Peschiera, grafico 6) l'andamento non è lo stesso, a testimoniare che la trasparenza delle acque è condizionata anche da altri fattori oltre la chl-a come ad esempio i TSM (che possono dipendere da fenomeni di risospensione dovuti al vento, dal run-off costiero, dall'immissione di piccoli corsi d'acqua) o potrebbero dipendere anche da altre tipologie di deposizioni atmosferiche (es. aerosol di origine antropica, da fuliggine derivata da incendi...).

## 9.2 Il ruolo delle deposizioni

L'analisi dei dati di PM<sub>10</sub> e PM<sub>2.5</sub> ha mostrato un andamento simile a quello riportato nel grafico 7 relativo all'anno 2007 per tutti gli anni considerati. I picchi più elevati si registrano in inverno, dove è forte la pressione antropica sulla qualità dell'aria. Durante il periodo primaverile-estivo picchi di concentrazioni di PM lontani dai valori medi stagionali hanno permesso di individuare, se

combinati ai parametri fotometrici (grafico 7b), gli eventi di intrusione di *dust* sahariano nell'area di interesse, per nulla rari. A partire dalle date di *dust* individuate si è valutato l'andamento della chl-a attraverso le mappe disponibili a cavallo di queste, allo scopo di verificare se la deposizione di questo possa aver avuto effetti sulla crescita del fitoplancton.

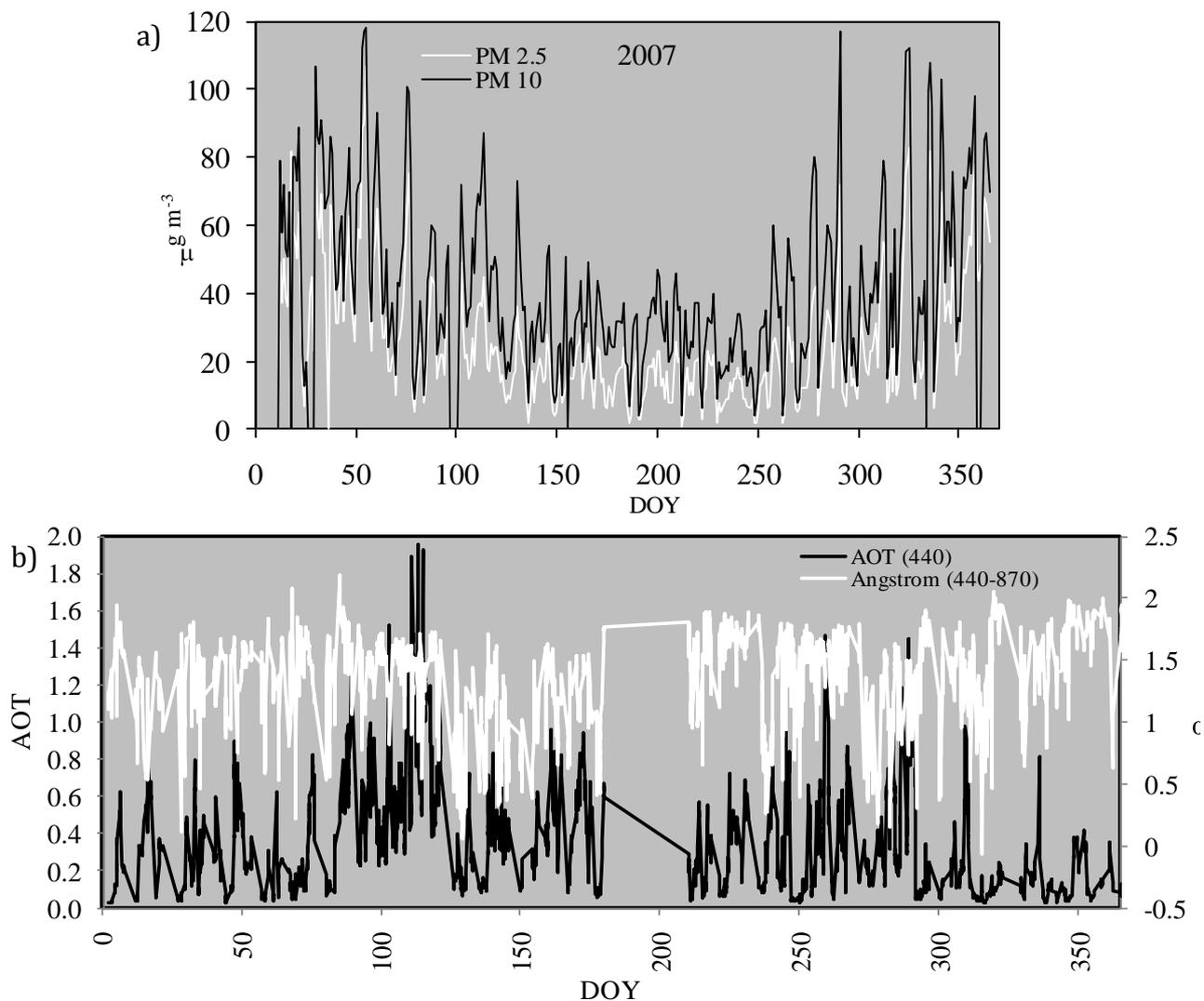


Grafico 7 a e b: a) andamento delle concentrazioni giornaliere di particolato per l'anno 2007 registrate presso la stazione ARPA di Ponti sul Mincio (MN) e b) andamento dei valori di AOT e Angstrom per l'anno 2007, registrati presso la centralina della rete AERONET di Ispra.

Viceversa si è valutato l'andamento della qualità dell'aria nei periodi antecedenti la registrazione di picchi di concentrazione, evidentemente provocati da altri fattori, diversi dalle deposizioni di *dust*. L'analisi dei dati fotometrici, quelli di qualità dell'aria e le immagini satellitari hanno permesso di individuare diversi eventi di deposizione di *dust* sahariano, ma quattro per cui fossero anche disponibili i dati satellitari MERIS. Per valutare gli effetti delle deposizioni sulla qualità delle acque del lago, sono stati estratti i valori di concentrazione di chl-a stimata per poterne osservare l'andamento a cavallo dell'evento. In particolare si è considerata una regione pelagica a centro lago, come mostrato in figura 33, che fosse rappresentativa del lago stesso, e non presentasse

problematiche legate alle acque dell'immissario e dei fenomeni di immissioni dovuti a problemi del collettore fognario nelle zone a sud del lago, soprattutto nella stagione estiva caratterizzata da un'elevata presenza di turisti. Per la regione pelagica considerata si è estrapolato il valore medio della concentrazione e i valori di massimo, minimo e deviazione standard. Di quest'area si sono inoltre create in ambiente ENVI le mappe di concentrazione di chl-a.

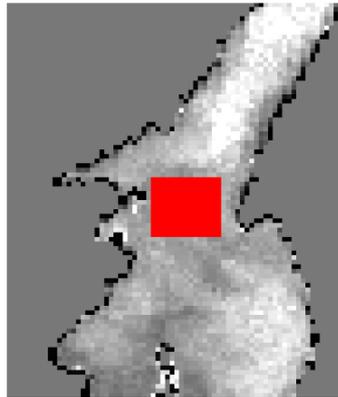


Figura 33: in rosso area pelagica per cui si sono estratti i valori di chl-a.

Si riportano in seguito i risultati ottenuti, evento per evento, insieme alle considerazioni che è stato possibile fare sugli altri fattori di influenza sulla crescita del fitoplancton e quindi sulla chl-a: temperatura (che influisce positivamente sulla crescita), circolazione della colonna d'acqua (che favorisce la risospensione dei nutrienti nello strato eufotico), precipitazioni (che permettono la deposizione umida e causano un possibile run-off di materiale al lago) e concentrazioni atmosferiche di ozono (che può inibire la crescita del fitoplancton) e di biossido di azoto (la cui deposizione può anch'essa favorire la crescita). Di questi ultimi due si è riscontrato un solo caso e solo per l'ozono in cui l'andamento in corrispondenza dell'evento di *dust* abbia registrato un pattern particolare; per il biossido non si sono invece registrate particolari anomalie a cavallo degli eventi.

- 23-26 marzo 2005 (DOY 82-85). Per questo periodo è stato individuato il passaggio dell'evento di *dust* attraverso le immagini prodotte dal sistema BSC-DREAM8b (figura 34). I dati relativi alle concentrazioni di PM10 registrati presso la stazione di Bormio mostrano (grafico 8) un picco proprio in queste date (il massimo per il 23 marzo, pari a  $92 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a fronte di una soglia (media +  $1\sigma$ ) di  $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), dando conferma della deposizione del materiale trasportato durante l'evento. I dati di AOT e Angstrom non sono disponibili per queste date in nessuna delle tre stazioni AERONET.

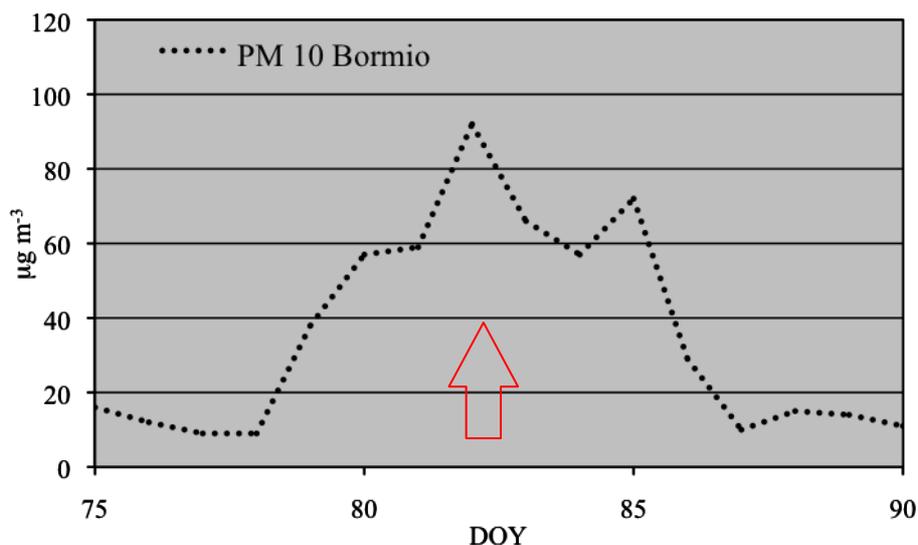


Grafico 8: andamento delle concentrazioni di PM10 misurate presso la centralina ARPA di Bormio per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del periodo 23-26 marzo 2005 (DOY 82-85. La freccia rossa indica la data del passaggio di dust).

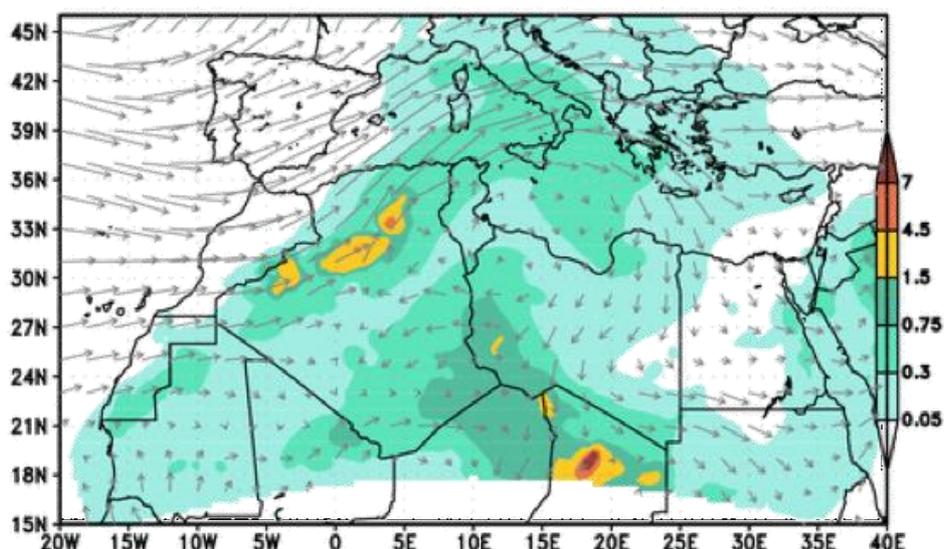


Figura 34: immagine del passaggio del dust sahariano prodotta dal modello BSC-DREAM8b, 26 marzo 2007, 12:00 UTC (Fonte: BSC).

L'andamento della concentrazione di chl-a (fig. 35) mostra un incremento del 17% fra i valori stimati prima e dopo l'evento. Essendo disponibili solo un numero limitato di immagini a cavallo di questo evento, a causa della copertura nuvolosa, si è potuto valutare l'andamento della chl-a solo per tre date molto distanti fra loro che non permettono di avere un quadro preciso dell'andamento di clorofilla (non si hanno dati sull'andamento durante i giorni subito successivi al *dust*, in cui potrebbe esserci stato un incremento ulteriore come anche una decrescita di concentrazione di chl-a).

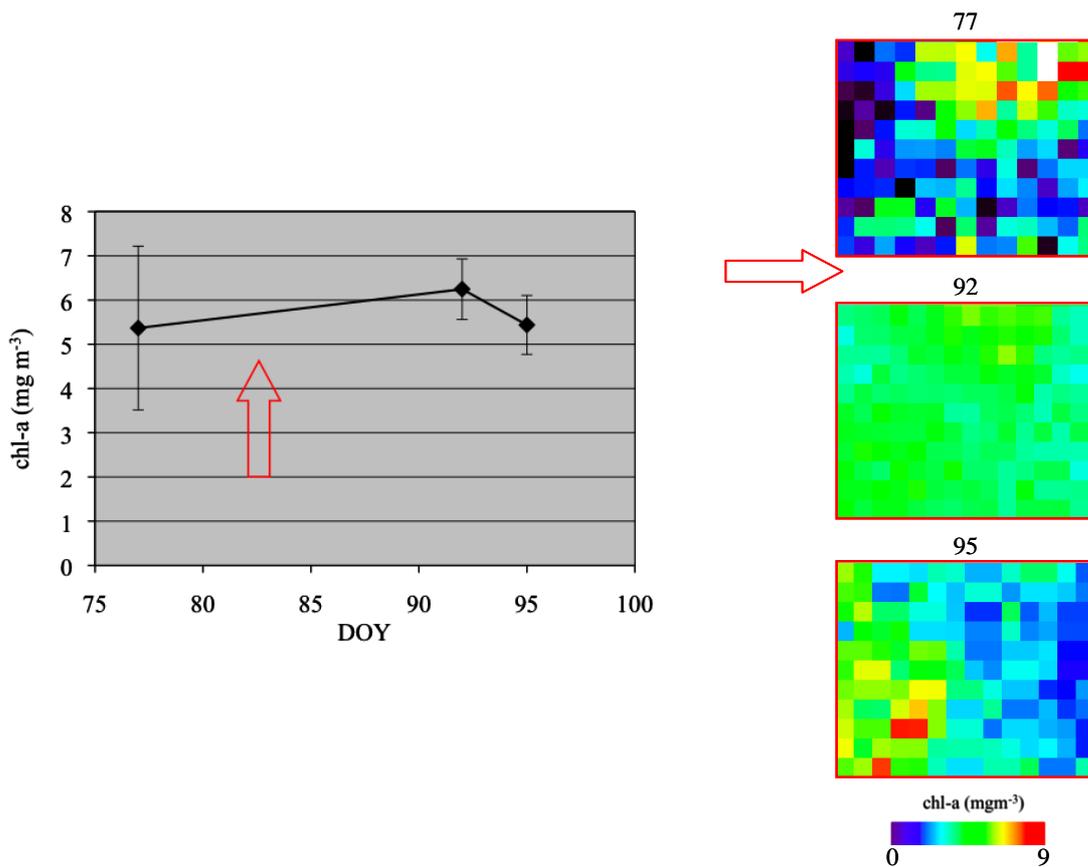


Figura 35: andamento e mappe della concentrazione di chl-a per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 23-26 marzo 2005 (DOY 82-85. La freccia rossa indica la data del passaggio di dust).

Osservando le misure degli altri fattori influenzanti la crescita, si può evincere che:

- i dati di temperatura mostrano un incremento di circa 2°C per il periodo tra l'evento di *dust* e la data in cui si è registrato l'incremento di chl-a: in questo caso anche questo fattore può aver favorito la crescita degli organismi fitoplanctonici;

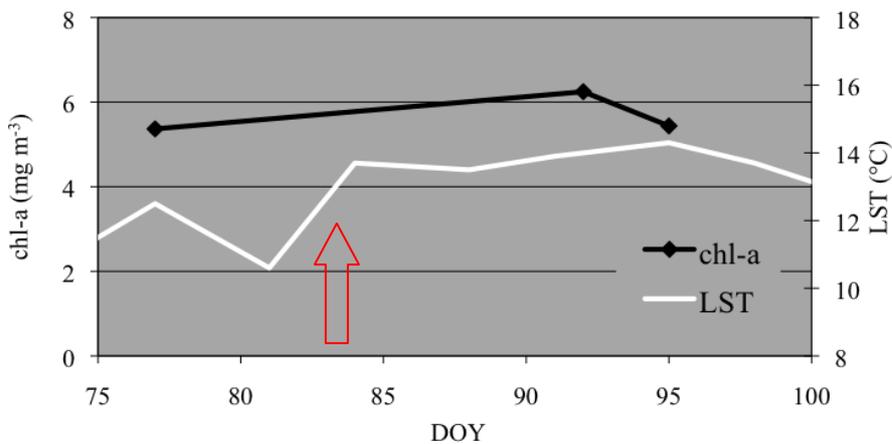


Grafico 9: andamento di LST e chl-a per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 23-26 marzo 2005 (DOY 82-85. La freccia rossa indica la data del passaggio di dust).

- nello stesso mese si è verificata la piena circolazione del lago, dunque un risolleamento dei sedimenti ricchi di nutrienti, fenomeno che può anch'esso aver influito sulla crescita degli organismi nel periodo considerato;
- le concentrazioni di ozono atmosferico mostrano un incremento proprio a cavallo di queste date (fra 60 e 140  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , a fronte di una media stagionale di 52  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ): l'ozono può ad alte concentrazioni inibire la produzione del fitoplancton. Questo fattore potrebbe aver agito in contrasto con l'influenza positiva delle deposizioni.

- 28 luglio 2005 (DOY 209). Dai dati fotometrici e di qualità dell'aria si è potuta riscontrare la presenza di *dust* e di deposizione di questo sul bacino del Garda, essendo stati registrati per questa data valori di AOT 1.77 (190% in più rispetto al valore soglia di 0.61) in corrispondenza di bassi valori di Angstrom presso Ispra e concentrazioni elevate di PM10 presso Bosco Fontana vicino a 66  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

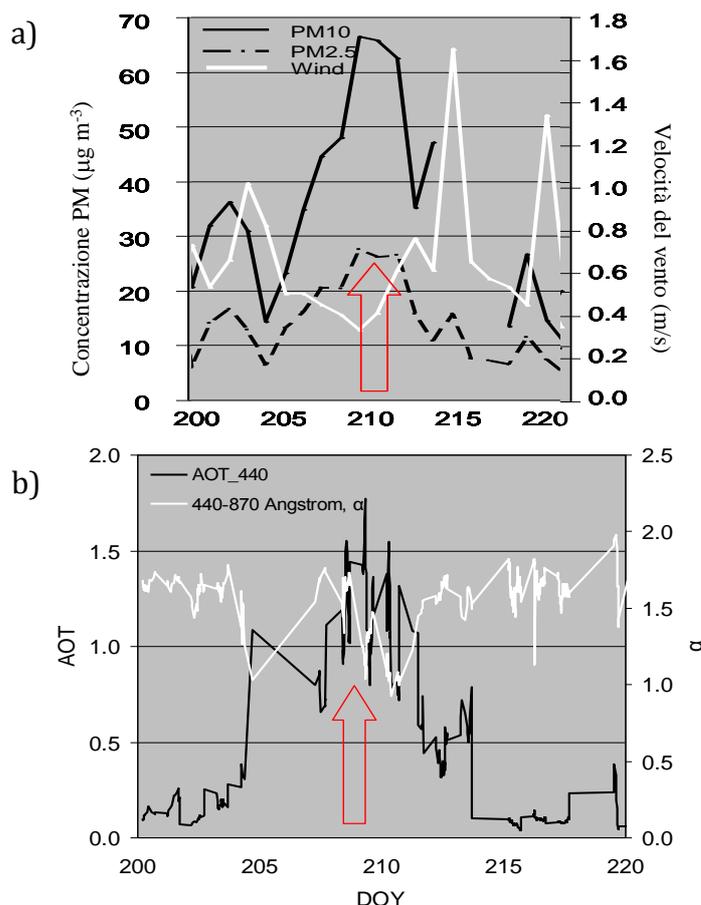


Grafico 10 a e b: a) andamento delle concentrazioni di PM10 misurate presso la centralina ARPA di Bosco Fontana e b) andamento di AOT e Angstrom misurati presso la stazione AERONET di Ispra per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 28 luglio 2005 (DOY: 209). La freccia rossa indica la data del passaggio di dust).

Anche le immagini SEVIRI hanno permesso di confermare l'effettivo passaggio dell'aerosol desertico, come si vede dalle immagini riportate in figura 36.

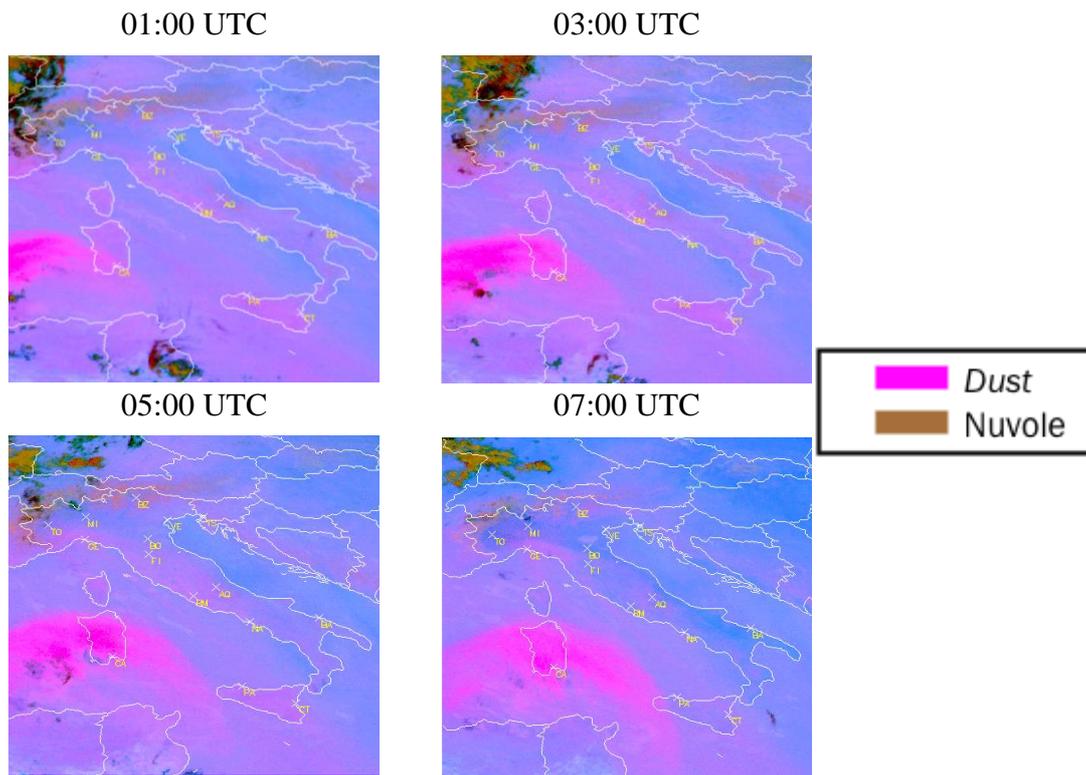


Figura 36: sequenza di immagini SEVIRI del 28 luglio 2005 (DOY: 209) da cui è possibile distinguere il passaggio del dust (in magenta; in marrone è rappresentata la copertura nuvolosa).

A cavallo dell'evento, le mappe mostrano un trend di crescita per la concentrazione di chl-a, con un picco di circa  $5 \text{ mg/m}^3$  per il giorno 216, che può essere dovuto alla deposizione del *dust* sahariano nel lago.

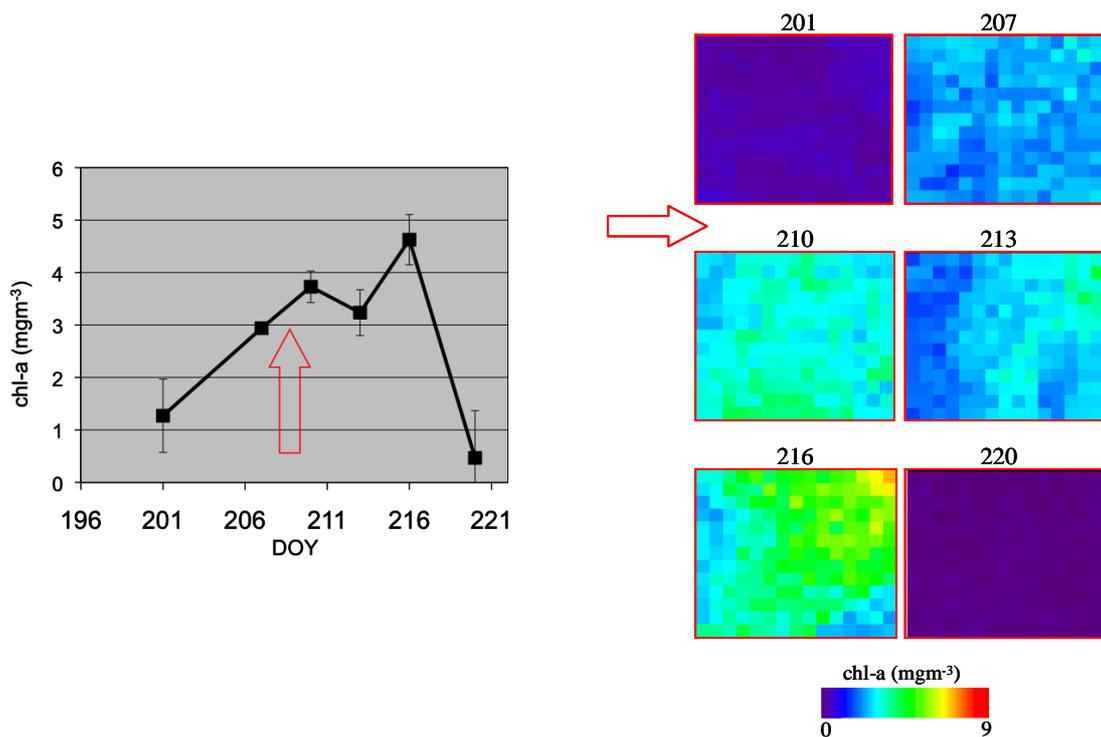


Figura 37: andamento e mappe della concentrazione di chl-a per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 28 luglio 2005 (DOY: 209. La freccia rossa indica la data del passaggio di dust).

Osservando le misure degli altri fattori influenzanti la crescita, si può evincere che:

- durante lo stesso periodo, la temperatura superficiale del lago (LST) ha mostrato un abbassamento di quasi 3.5°C contemporaneamente all'aumento della concentrazione stimata da MERIS (grafico 11): la crescita del fitoplancton non ha dipeso dalla temperatura.

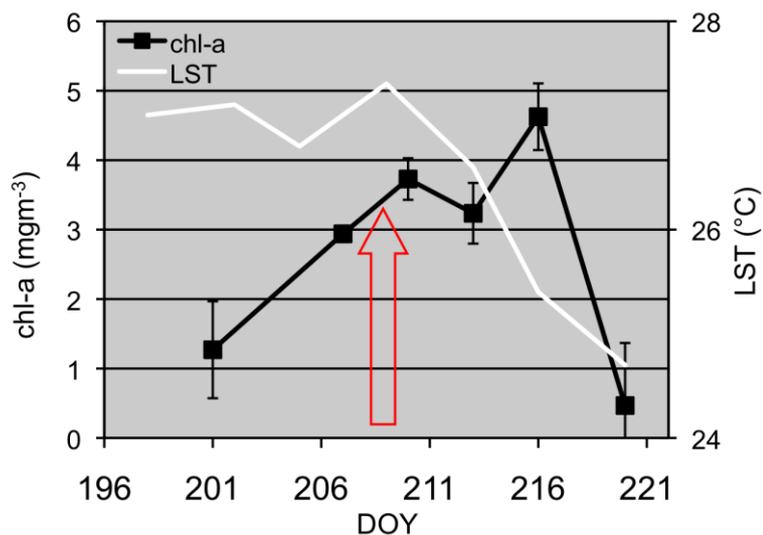


Grafico 11: andamento di LST e chl-a per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 28 luglio 2005 (DOY: 209. La freccia rossa indica la data del passaggio di dust).

- Il giorno successivo l'evento di *dust* si è verificato un evento di precipitazione (60 mm registrati il giorno 215) che, oltre a favorire la precipitazione (per via umida) del materiale desertico, potrebbe essere stato causa di un ulteriore apporto di nutrienti, trasportando a lago il materiale particolato depositatosi nell'intera area del bacino.
- Nel marzo 2005 è avvenuta circolazione completa, fattore da tenere in considerazione nel valutare l'effetto della deposizione.

- 5-9 ottobre 2007 (DOY 278-282). In questo periodo si sono registrati valori dei parametri fotometrici e di qualità dell'aria indicanti presenza di *dust* in due date:

il 5 ottobre presso Modena e Ponti sul Mincio, si sono misurati rispettivamente AOT pari a 1.03 (circa 100% in più oltre la soglia (media+sqm)), Angstrom pari a 0.49 e concentrazioni di PM10 pari a 80  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (20 % oltre la soglia);

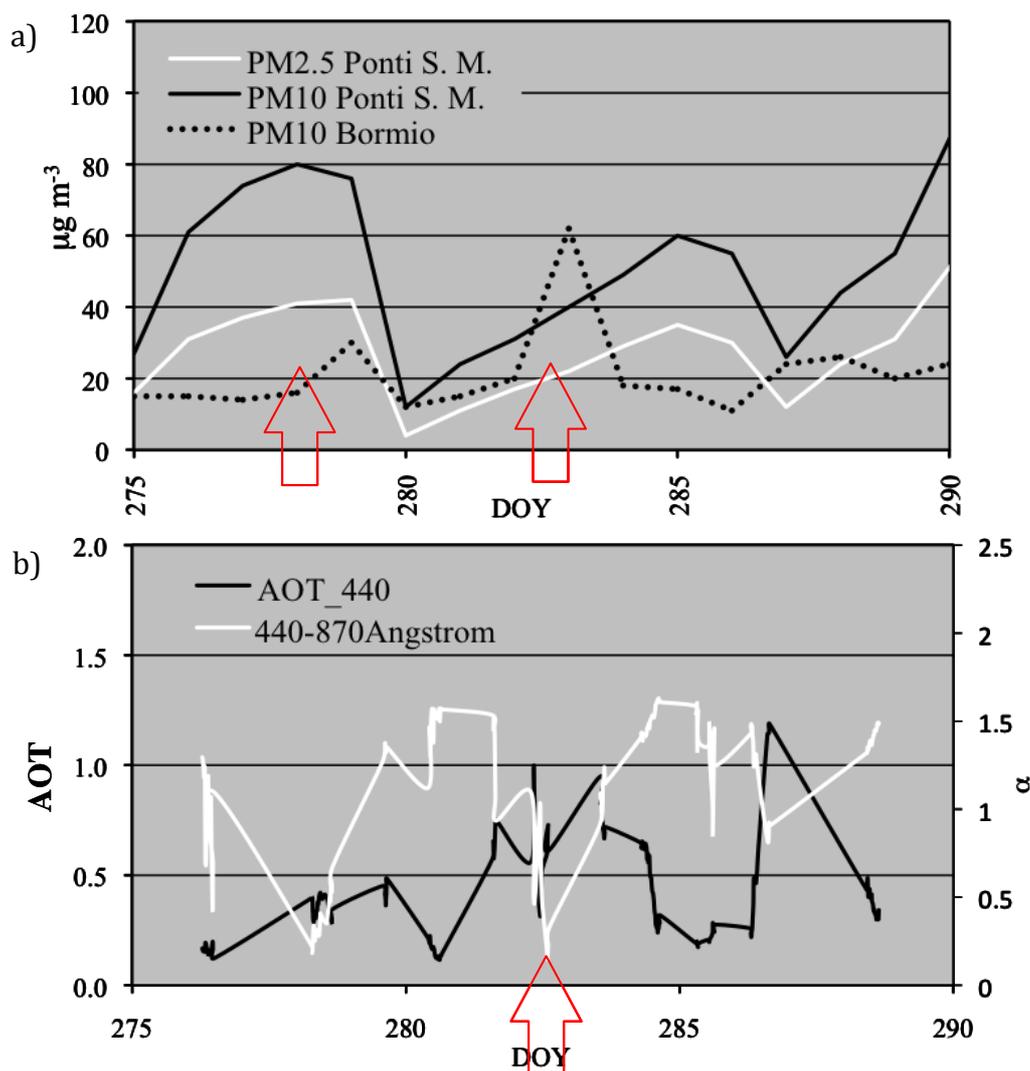


Grafico 12 a e b: a) andamento delle concentrazioni di PM misurate presso le centraline ARPA di Bormio e Ponti sul Mincio e b) andamento di AOT e Angstrom misurati presso la stazione AERONET di Modena per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 5-9 ottobre (DOY: 278-282. La freccia rossa indica la data del passaggio di dust).

il 9 ottobre presso Ispra si sono misurati AOT massimo a 0.99 e Angstrom minimo a 0.14. Si sono invece registrati valori maggiori della soglia (di quasi 2 volte) di PM10 ( $62 \mu\text{g/m}^3$ ) presso Bormio in data 10 ottobre (DOY 283).

Le immagini del satellite geostazionario SEVIRI hanno dato conferma del passaggio del *dust* (figura 38).

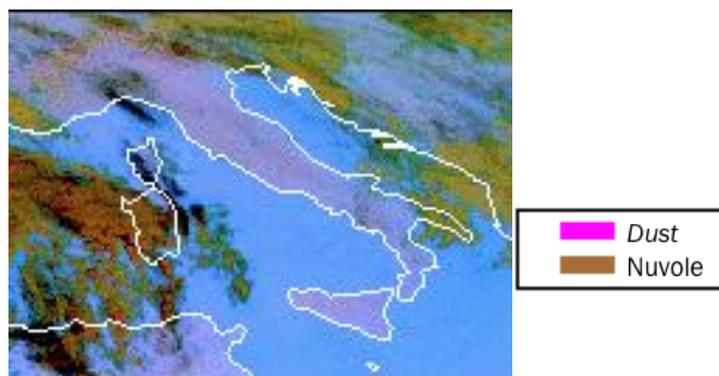


Figura 38: immagine SEVIRI del 5 ottobre 2007 (DOY 278) da cui è possibile distinguere il passaggio del dust (in magenta; in marrone è rappresentata la copertura nuvolosa).

Osservando l'andamento delle concentrazioni a cavallo di questo periodo si può notare in figura 39 che a seguito dell'evento (circa sette giorni dopo) il valore di concentrazione ha subito un incremento di circa il 30% rispetto a quello registrato nelle date antecedenti l'evento, raggiungendo il valori di  $8 \text{ mg/m}^3$ , per poi tornare a valori più bassi ( $2.3 \text{ mg/m}^3$ ) entro la data successiva (21 ottobre 2007, DOY 294).

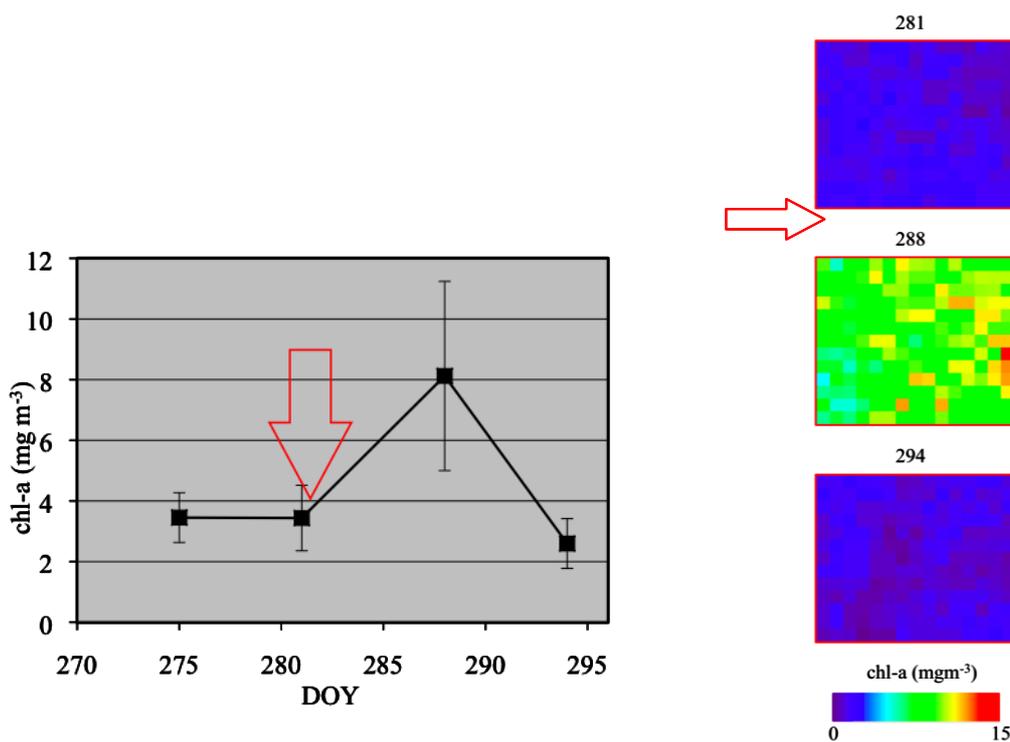


Figura 39: andamento e mappe della concentrazione di chl-a per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 5-9 ottobre (DOY: 278-282). La freccia rossa indica la data del passaggio di dust.

Dall'analisi degli altri fattori influenzanti la crescita, si può evincere che:

- a cavallo del medesimo periodo si è registrata una diminuzione della temperatura superficiale del lago ( $-1.5 \text{ }^\circ\text{C}$ ). Dunque, la crescita degli organismi può essere considerata in questo caso indipendente da quest'ultima variabile.

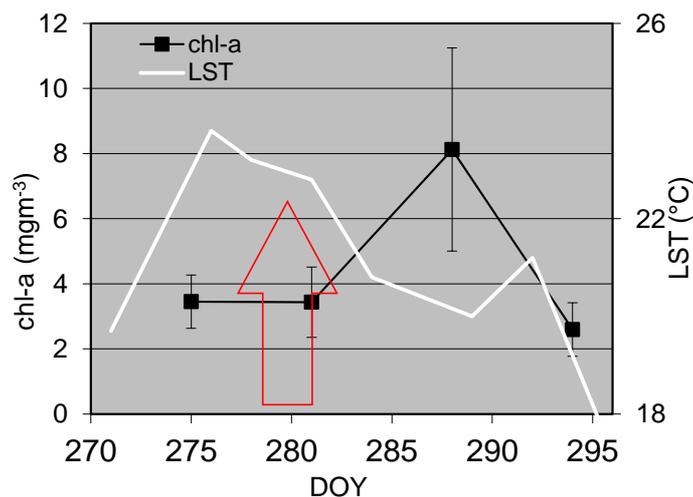


Grafico 13: andamento di LST e chl-a per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 5-9 ottobre (DOY: 278-282). La freccia rossa indica la data del passaggio di dust.

- il giorno successivo l'evento (DOY: 279) vi è stato un evento importante di precipitazione (oltre 40 mm di pioggia).
- non vi è stata circolazione piena nell'anno 2007, dunque non vi è stato un apporto di nutrienti dal fondale per questo anno.

- 28 maggio 2008 (DOY 148). In questa data si è registrato un picco dei valori di AOT presso la stazione di Modena, con un massimo di 1.6 (oltre il 100% oltre il valore soglia), insieme a bassi valori di Angstrom (0.2) e alti valori di PM10 presso la centralina di Bormio.

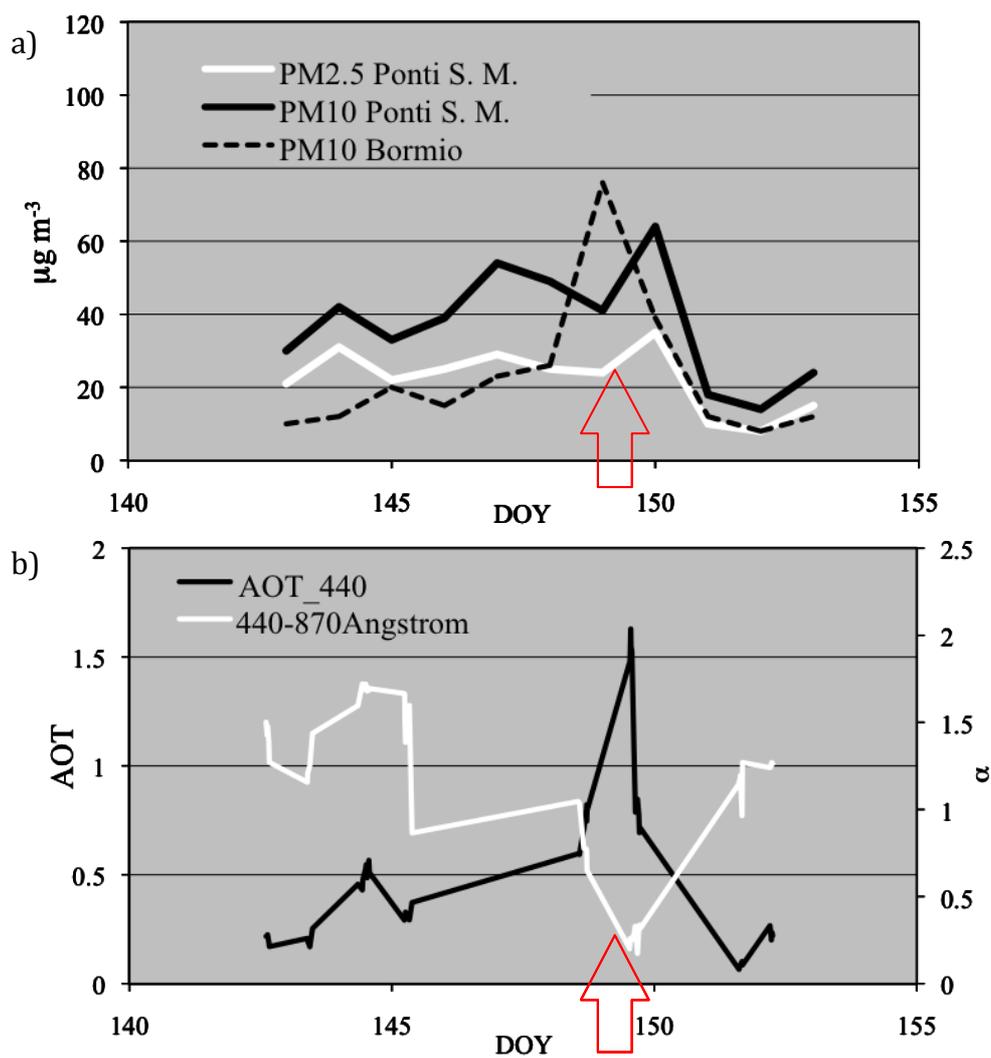


Grafico 14 a e b : a) andamento delle concentrazioni di PM misurate presso le centraline ARPA di Bormio e Ponti sul Mincio e b) andamento di AOT e Angstrom misurati presso la stazione AERONET di Modena per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 28 maggio 2008 (DOY 148). La freccia rossa indica la data del passaggio di dust).

L'ipotesi ha trovato conferma nelle immagini prodotte dal sistema BSC-DREAM8b, come mostrato in figura 40.

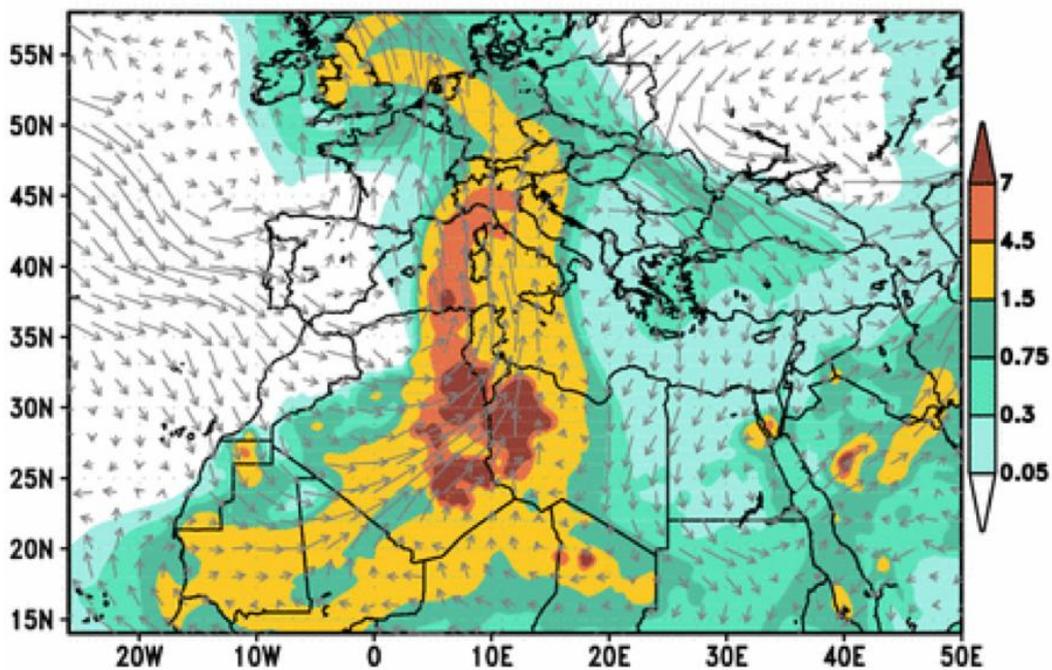


Figura 40: immagine del passaggio del dust sahariano prodotta dal modello BSC-DREAM8b, 28 maggio 2008, 12:00 UTC (Fonte: BSC).

A seguito dell'evento, come mostrato in figura 41, si ha un aumento della concentrazione di quest'ultima da 1.4 a 2.4  $\text{mg}/\text{m}^3$  (oltre il 60%) rispetto all'immagine precedente (13 maggio) e a sei giorni dall'evento di dust.

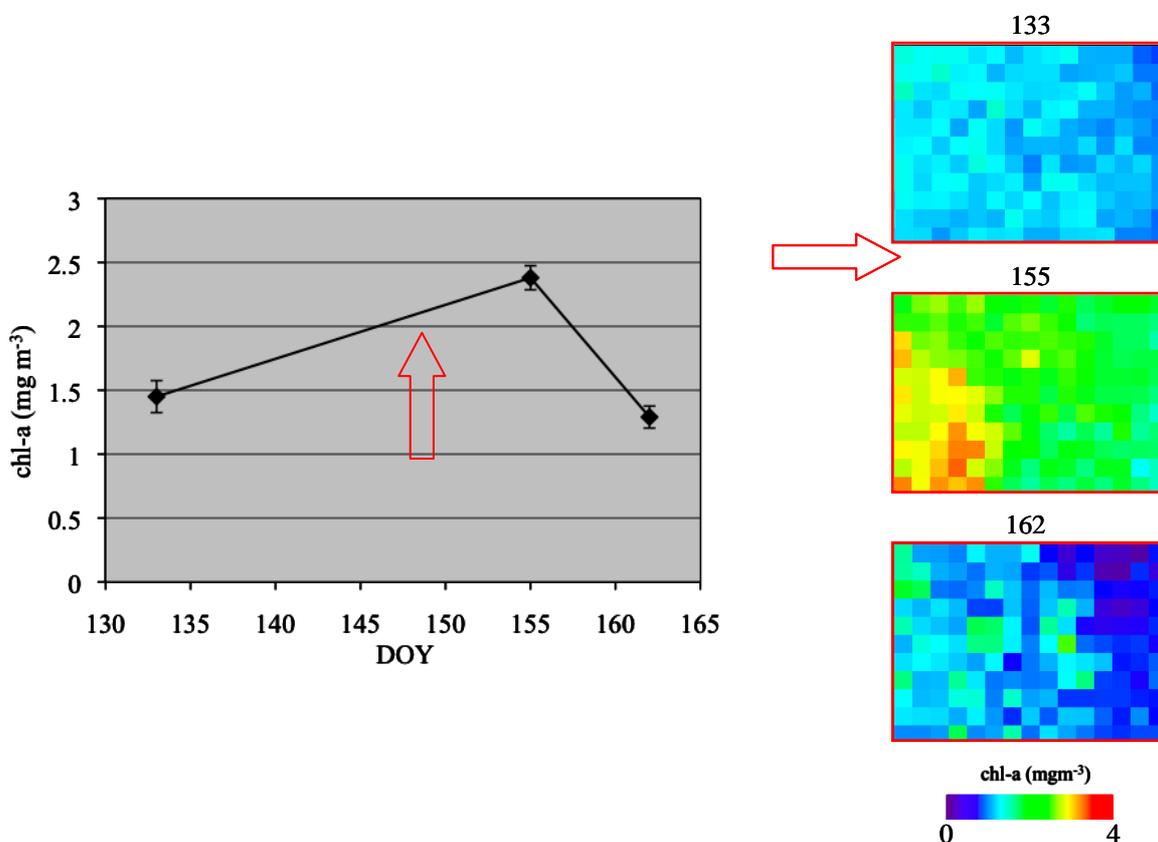


Figura 41: andamento e mappe della concentrazione di chl-a per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento del 28 maggio 2008 (DOY 148. La freccia rossa indica la data del passaggio di dust).

### 9.3 Fioriture non influenzate da *dust*

Analizzando l'andamento della concentrazione di chl-a, si notano diversi picchi in periodi diversi da quelli analizzati. Per esempio nel periodo fra il 7 e il 14 aprile 2007 (DOY 97-104), l'andamento ha subito un incremento di 5 volte il valore iniziale (fino a  $3.87 \text{ mg/m}^3$ ) nell'area pelagica di riferimento. Non essendoci stata deposizione di *dust* nei giorni immediatamente precedenti si sono analizzati i dati di temperatura superficiale del lago e precipitazione: da questi si è constatato che la prima può aver fortemente influenzato la crescita del fitoplancton senza esserne unica causa, essendo in aumento in tutto l'intervallo. Non ci sono stati invece eventi di precipitazione per lo stesso periodo.

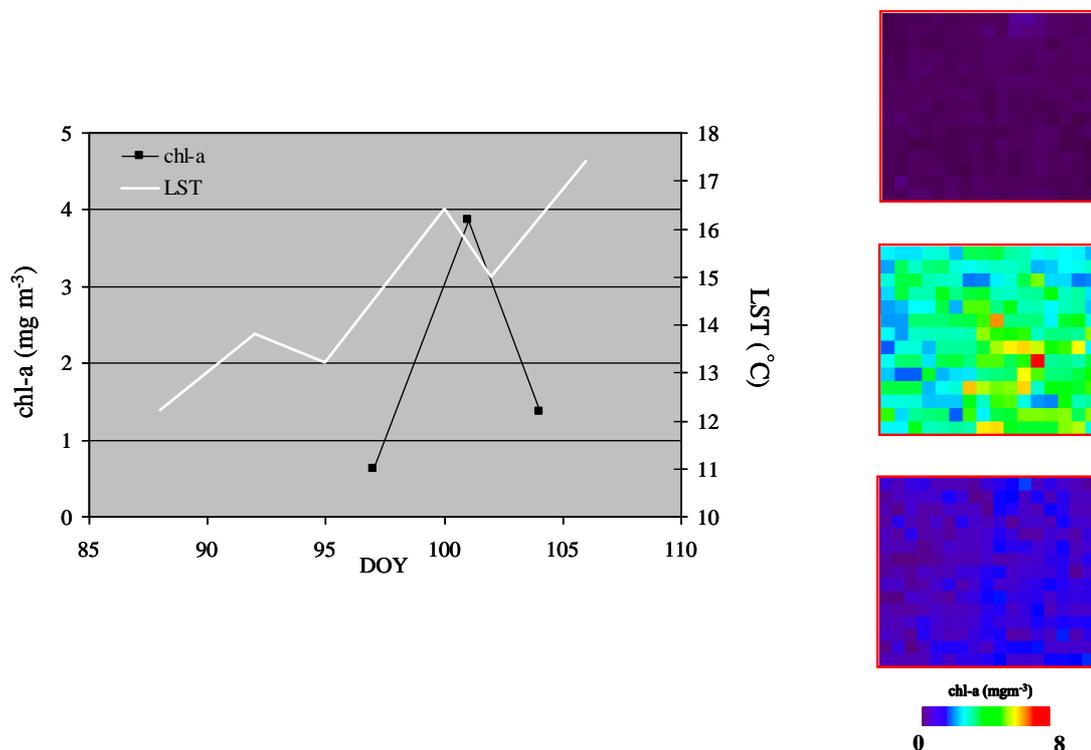


Figura 42: andamento e mappe della concentrazione di chl-a per l'intervallo temporale a cavallo dell'evento. Nel grafico è mostrato anche l'andamento della temperatura superficiale del lago (LST).

Come già visto dai grafici 5 e 6 dell'andamento delle concentrazioni di chl-a sul data-set del 2005 e del 2007, l'andamento non è lo stesso per tutta l'area del lago, ma si differenzia fra le zone a sud e quella a nord. Approfondendo l'analisi per le finestre temporali a cavallo di due degli eventi *dust* per le quattro macro aree si è potuto notare che:

In seguito all'evento di *dust* del luglio 2005 l'incremento della concentrazione di chl-a è risultato fra il 20% e il 50% per tutte le aree a sud (quella più a Nord è stata scartata perché i dati sono presumibilmente condizionati dalla presenza di foschia).

A cavallo dell'evento dell'ottobre 2007 l'andamento è molto simile: l'incremento di chl-a si registra in tutto il lago, sebbene in rapporti diversi per ogni area rispetto alla concentrazione prima della

deposizione: nelle zone nord e pelagica si è registrato un aumento del 200% circa mentre nelle aree al largo di Desenzano e di Peschiera l'aumento è stato rispettivamente del 100% e del 90%. La differenza in questo caso può essere dovuta all'effetto di *sun glint* da cui è affetta la parte settentrionale del lago nell'immagine: l'area pelagica scelta per valutare la risposta all'evento è stata collocata in modo da escludere la zona affetta da questo fenomeno, che è stata invece scartata dalle analisi.

# 10. CONCLUSIONI E PROSPETTIVE FUTURE

Dal processamento dei dati satellitari e la conseguente validazione si è visto innanzitutto come gli strumenti utilizzati permettano di ottenere buoni risultati dal punto di vista della stima dei parametri di qualità dell'acqua ( $R^2_{C2R}=0.84$  e  $R^2_{BOMBER}=0.80$ ).

Se da una parte il sensore MERIS non invia più informazioni dal 2012, con il lancio dei satelliti Sentinel 2 e 3 previsti per i prossimi anni (2014-2015), saranno in orbita sensori di nuova generazione, dotati di risoluzione spettrale simile a quella di MERIS, ma con un maggiore numero di bande (SENTINEL-3) e con una maggiore risoluzione spaziale (SENTINEL-2), grazie a cui si potranno raccogliere nuove informazioni con un elevatissima risoluzione temporale. I modelli basati sulla fisica del trasferimento radiativo, sia per l'atmosfera, sia per la colonna d'acqua, applicati alle immagini MERIS, calibrati per il lago di Garda potranno essere utilizzati per processare le informazioni dei nuovi sensori.

In secondo luogo, la fase più critica del processamento dei dati è stato, come detto, l'individuazione del corretto valore di AOT e la tipologia del modello atmosferico da applicare per la correzione atmosferica delle immagini, scelta per cui è difficile prevedere un peso sui prodotti finali. E' dunque evidente l'importanza di avere a disposizione dei dati più accurati specifici per il lago di Garda. All'interno del progetto SINOPIAE, finanziato da Regione Lombardia, è prevista l'installazione per i prossimi anni di un fotometro solare (CIMEL) nei pressi della penisola di Sirmione, che permetterà di ottenere informazioni sulle condizioni atmosferiche direttamente nei pressi del lago.

Dalle analisi effettuate attraverso i dati satellitari e le misure *in situ* si sono individuati e analizzati quattro eventi di deposizione di *dust* sahariano sul bacino del lago di Garda. L'andamento della concentrazione di clorofilla-a a cavallo di questi eventi ha mostrato un incremento a seguito della deposizione del materiale minerale nelle acque, dando prova di un possibile legame fra le deposizioni e la crescita di organismi fitoplanctonici. Questi infatti grazie all'aumentata concentrazione di nutrienti, sembrano rispondere con un ritardo fra i sette e i dieci giorni, aumentando la propria crescita nelle acque. In realtà, questi risultati in termini di tempi di risposta sono legati al fatto che a cavallo degli eventi non tutte le immagini inviate dal satellite sono utilizzabili (copertura nuvolosa, eccessivo effetto di *sun glint*). Per avere, dunque, una stima dei tempi di risposta più accurata sarebbe opportuno raccogliere ulteriori dati, ricercando per esempio nuovi eventi.

Come già descritto, la crescita del fitoplancton è condizionata da molteplici fattori. Fra questi il ruolo delle deposizioni atmosferiche non è di secondaria importanza soprattutto quando l'apporto di nutrienti da altre fonti sia limitato (per esempio negli anni in cui non vi sia risospensione dei sedimenti come nel 2007). In due dei casi analizzati si può ipotizzare che abbia avuto ruolo determinante, avendo verificato che non vi è stata influenza da parte della temperatura sulla crescita della concentrazione di chl-a. Altri sono stati i fattori che possono aver concorso positivamente alla crescita: per esempio, le precipitazioni che, oltre a favorire la deposizione (per via umida, del materiale particolato), possono causare il run-off di altri nutrienti al lago (sia già presenti sulla superficie del bacino, sia appena depositati in seguito all'evento di *dust*). Un'analisi più approfondita dei fattori che la letteratura riporta come influenzanti la qualità delle acque direttamente (temperatura, circolazione completa, run-off) che indirettamente (circolazioni atmosferiche) insieme ad altri parametri meteorologici ed atmosferici potrebbero costituire la base di un ulteriore sviluppo verso la realizzazione di un albero di decisione. Questo permetterebbe, attraverso l'assegnazione di pesi e di soglie a ciascuno dei parametri considerati, di individuare tutti i casi di interazione fra aria ed acqua (non solo nel caso di deposizioni di *dust* sahariano ma anche di altri tipi di aerosol, per esempio di origine antropica). Come riportato nello schema a blocchi in figura 43, i parametri da considerare potrebbero essere:

- parametri meteorologici: precipitazioni, direzione e velocità del vento (che condiziona il trasporto di aerosol e la circolazione delle acque), temperatura, pattern delle circolazioni a larga scala;
- parametri atmosferici: AOT, Angstrom, concentrazione di PM (sia nella frazione grossolana che quella più fine), concentrazioni di ozono atmosferico e biossido di azoto;
- temperatura delle acque, apporti fluviali e da run-off del bacino.

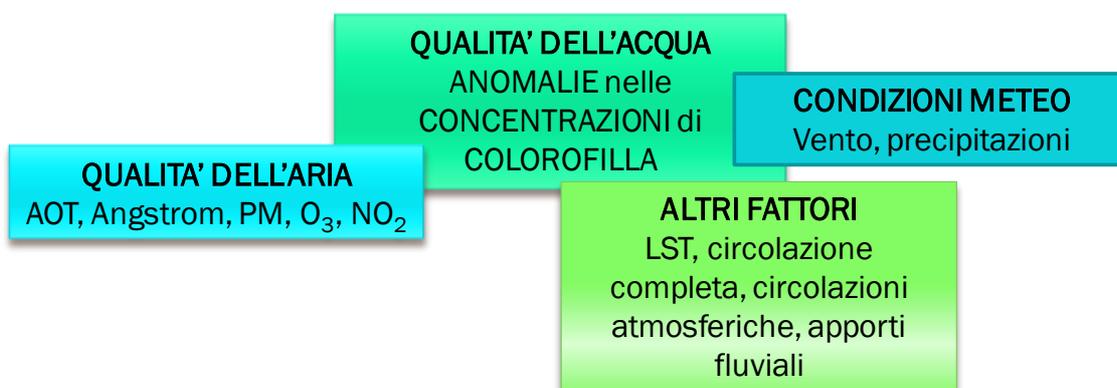


Figura 43: diagramma a blocchi contenente alcuni dei parametri utilizzabili per la costruzione di un albero decisionale.

# 11. BIBLIOGRAFIA

- 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.
- Albert A., Peter G. (2006), "Inversion of irradiance and remote sensing reflectance in shallow water between 400 and 800 nm for calculations of water and bottom properties", *Applied Optics*, 45: 2331- 2343.
- Baban M. S. J. (1993), "Detecting water quality parameters in Norfolk Broads, UK, using Landsat imagery", *International Journal of Remote Sensing*, 14:1247-67.
- Bangert M., Nenes A., Vogel B., Vogel H., Barahona D., Karydis V. A., Kumar P., Kottmeier C., Blahak U. (2011): "Saharan dust event impacts on cloud formation and radiation over Western Europe", *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 11: 31937-31982.
- Basart S., Pérez C., Nickovic S., Cuevas E., Baldasano J. M. (2012), "Development and evaluation of the BSC-DREAM8b dust regional model over Northern Africa, the Mediterranean and the Middle East", *Chemical and Physical Meteorology*, 64: 1-23.
- Bilgehan N., Karabork H., Ekercin S., Berktaş A., (2009), "Mapping chlorophyll-a through in-situ measurements and Terra ASTER satellite data", *Environ. Monit. Assess.*, 157: 375-382.
- 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 Sensing*, 41: 147-156.
- Bresciani M., Giardino C., Villa P. (2011), "Il Telerilevamento", *Tutela Ambientale del lago Trasimeno*: 159-188.
- Bresciani M., Bolpagni R., Braga F., Oggioni A., Giardino C. (2012), "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*, 71(1): 180-190.
- Brivio P. A., Lechi G., Zilioli E. (2006), "Principi e metodi di Telerilevamento", ed. CittàStudi: 102-109.
- Carbo P., Krom M. D., Homoky W. B., Benning L. G., Herut B. (2005), "Impact of atmospheric deposition on N and P geochemistry in the southeastern Levantine basin", *Deep Sea Research Part II: Tropical Studies in Oceanography*, 52 (22-23): 3041-3053.
- Cavalli R. M., Laneve G., Fusilli L., Pignatti S., Santini F. (2009), "Remote sensing water observation for supporting lake victoria weed management", *Journal Of Environmental Management*, 90 (7): 2199-2211.
- Dall'Olmo G., Gitelson A. A., Rundquist D. C. (2003), "Towards a unified approach for remote estimation of chlorophyll-a in both terrestrial vegetation and turbid productive waters", *Geophys. Res. Lett.*, 30: 1038.
- Dekker A. G., Vos R. J., Peters S. W. M. (2001), "Comparison of remote sensing data, model results and in situ data for total suspended matter (TSM) in the southern Frisian lakes", *Science of the Total Environment*, 268: 197-214.
- Dekker A. G., Vos R. J., Peters S. W. M. (2002), "Analytical algorithms for lake water TSM estimation for retrospective analyses of TM and SPOT sensor data", *International Journal of Remote Sensing*, 23: 15-35.
- Develi E., Kideys A.E., Tugrul S. (2006), "Role of Saharan dust on phytoplankton dynamics in the northeastern Mediterranean", *Marine Ecology Progress Series*: 61-75.
- Doerffer R., Schiller H. (2007), "The MERIS Case 2 water algorithm", *Int. Journal of Remote Sensing*, 28 (3-4): 517-535.
- Duce R. A. et al. (1991), "The atmospheric input of trace species to the world ocean", *Global Biogeochem. Cycles*, 5(3): 193-259.
- Duggen S., Croot P., Schacht U., Hoffmann L. (2007), "Subduction zone volcanic ash can fertilize the surface ocean and stimulate phytoplankton growth: Evidence from biogeochemical experiments and satellite data", *Geophysical Research Letters*, 34 (1): L01612.
- Eck T. F., Holben B. N., Reid J. S., Dubovik O., Smirnov A., O'Neill N. T., Slutsker I., Kinne S. (1999), "Wavelength dependence of the optical depth of biomass burning, urban, and desert dust aerosols", *Journal Of Geophysical Research-Atmospheres*, 104(D24): 31333-31349.
- Fomferra N., Brockmann C. (2006), "The BEAM project web page [Internet]", Carsten Brockmann Consult, Hamburg, Germany, <http://www.brockmann-consult.de/beam/>.
- George D. G., Malthus T. J. (2001), "Using a compact airborne spectrographic imager to monitor phytoplankton biomass in a series of lakes in north Wales", *Science of the Total Environment*, 268: 215-226.
- Giardino C., Candiani G., Zilioli E. (2005), "Detecting chlorophyll-a in Lake Garda (Italy) using TOA MERIS radiances", *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 71: 1045-1052.
- Giardino C., Brando V. E., Dekker A.G., Strömbeck N., Candiani G. (2007), "Assessment of water quality in Lake Garda (Italy) using Hyperion", *Remote Sensing of Environment*, 109: 183-195.
- Giardino C., Bresciani M., Villa P., Martinelli A. (2010), "Application of remote sensing in water resource management: the case study of Lake Trasimeno, Italy", *Water Resource Management*, 24: 3885-3899.
- Giardino C., Candiani G., Bresciani M., Lee Z., Gagliano S., Pepe M. (2012). "BOMBER: a tool for estimating water quality and bottom properties from remote sensing images", *Computers & Geosciences*.
- Gitelson A. A., Schalles J. F., Hladik C. M. (2007), "Remote chlorophyll-a retrieval in turbid, productive

- estuaries: Chesapeake bay case study", *Rem. Sens. Environ.*, 109: 464–472.
- Gons H. J., Rijkeboer A., Ruddick K. G. (2002) "A chlorophyll-retrieval algorithm for satellite imagery (Medium Resolution Imaging Spectrometer) of inland and coastal waters", *Journal of Plankton Research*, 24: 947–951.
  - Goudi A. S., Middleton N. J. (2001), "Saharan dust storms: nature and consequences", *Earth-Science Reviews*, 56: 179–204.
  - Goudi A.S. (2009), "Dust storms: Recent developments", *Journal of Environmental Management*, 90: 89–94
  - Gower J., King, S. (2007), "Validation of chlorophyll fluorescence derived from MERIS on the west coast of Canada", *International Journal of Remote Sensing*, 30: 625–635.
  - Guanter L., Ruiz-Verdù A., Odermatt D., Giardino C., Simis S., Estellès V., Heege T., Domínguez-Gómez J. A., Moreno J. (2010), "Atmospheric correction of ENVISAT/MERIS data over inland waters: Validation for European lakes", *Remote Sensing of Environment*, 114 (3): 467-480.
  - Guerzoni S., Molinaroli E., Chester R. (1997), "Saharan dust inputs to the western Mediterranean Sea: depositional patterns, geochemistry and sedimentological implications", *Deep-Sea Research II*, 44: 631–654.
  - Guerzoni S., Chester R., Dulac F., Moulin C., Herut B., Loye-Pilot M. D., Measures C., Migon C., Rossini P., Saydam C., Soudin A., Ziveri P. (1999), "The role of atmospheric deposition in the biogeochemistry of the Mediterranean Sea", *Progress in Oceanography*, 44: 147–190.
  - He J., Balasubramanian R., Burger D., Hicks K., Kuylensstierna J., Palani S. (2011), "Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus ion Singapore", *Atmospheric Environment*, 45: 2760-2768.
  - Herut B., Krom M. D., Pan G., Mortimer R. (1999), "Atmospheric input of nitrogen and phosphorus to the Southeast Mediterranean: Sources, fluxes, and possible impact", *Limnology and Oceanography*, 44 (7): 1683-1692.
  - 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.
  - IOCCG Report 3 (2000): "Remote Sensing of Ocean Colour in Coastal and Other Optically-Complex Waters".
  - Izquierdo R., Benítez-Nelson C, Masqué P., Castillo S., Alastuey A., Àvila A. (2012), "Atmospheric phosphorus deposition in a near-coastal rural site in the NE Iberian Peninsula and its role in marine productivity", *Atmospheric Environment*, 49: 361-370.
  - Kaskaoutis D. G., Kambezidis H. D., Hatzianastassiou N., Kosmopoulos P. G., Badarinath K. V. S. (2007), "Aerosol climatology: dependence of the Angstrom exponent on wavelength over four AERONET sites", *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 7: 7347-7397.
  - Keller P. A. (2001), "Comparison of two inversion techniques of a semi-analytical model for the determination of lake water constituents using imaging spectrometry data", *Science of the Total Environment*, 268: 189-196.
  - Kutser T., Pierson D., Tranvik L., Reinart A., Sobek S., Kallio K. (2005), "Estimating the colored dissolved organic matter absorption coefficient in lakes using satellite remote sensing", *Ecosystems*, 8: 709-720.
  - 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 depths and water properties by optimization", *Applied Optics*: 38, 3831–3843.
  - Luo J., Wang X., Yang H., Yu J. Z., Yang L., Qin B. (2011), "Atmospheric phosphorus in the northern part of Lake Taihu, China", *Chemosphere*, 84: 785–791.
  - Lorenzen C. J. (1967) "Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations", *Limnology and Oceanography*, 12: 343–346.
  - Marengo F., Bonasoni P., Calzolari F., Ceriani M., Chiari M., Cristofanelli P., D’Alessandro A., Fermo P., Lucarelli F., Mazzei F., Nava S., Piazzalunga A., Prati P., Valli P., Vecchi R. (2006), "Characterization of atmospheric aerosols at Monte Cimone, Italy, during summer 2004: Source apportionment and transport mechanisms", *J. Geoph. Res.*, 111: D24202
  - Markaki Z., Oikonomou K., Kocak M., Kouvarakis G., Chaniotaki A., Kubilay N., Mihalopoulos N. (2003), "Atmospheric deposition of inorganic phosphorus in the Levantine Basin, eastern Mediterranean: spatial and temporal variability and its role in seawater productivity", *Limnology and Oceanography*, 48: 1557–1568.
  - Migon C., Sandroni V., Béthoux J. P. (2001), "Atmospheric input of anthropogenic phosphorus to the northwest Mediterranean under oligotrophic conditions", *Marine Environmental Research*, 52: 413–426.
  - Mladenov N., Sommaruga S., Morales-Baquero R., Laurion I., Camarero L., Diéguez M. C., Camacho A., Delgado A., Torres O., Chen Z., Feli M., Reche I. (2011), "Dust inputs and bacteria influence dissolved organic matter in clear alpine lakes", *Nature Communications*.
  - Morel A., Prieur L. (1977), "Analysis of variations in ocean color", *Limnology and Oceanography*, 22(4): 709-722.
  - Morel A. (1988), "Optical modeling of the upper ocean in relation to its biogeous matter content (Case 1 waters)", *J. Geophys. Res.*, 93(C9): 10749-10768.
  - Odermatt D., Heege T., Nieke J., Kneubühler M., Itten K. (2008a), "Water quality monitoring for lake Constance with a physically based algorithm for MERIS data", *Sensors*, 8: 4582-4599.
  - Odermatt D., Kiselev V., Heege T., Kneubühler M. Itten K. I. (2008b), "Adjacency effect considerations and

- air/water constituent retrieval for Lake Constance”, 2nd MERIS/AATSR workshop, 22-26 settembre 2008, Frascati, Italia: 1-8.
- Odermatt D., Giardino C., Heege T. (2010), “Chlorophyll retrieval with MERIS Case-2-Regional in perialpine lakes”, *Remote Sensing of Environment*, 114: 607-617.
  - O'Dowd C. D., Facchini M. C., Cavalli F., Ceburnis D., Mircea M., Decesari S., Fuzzi S., Yoon Y. J., Putaud J. P. (2004), “Biogenically driven organic contribution to marine aerosol”, *Nature*, 431: 676-680.
  - Paavel B., Arst H., Herlevi A. (2007), “Dependence of spectral distribution of inherent optical properties of lake waters on the concentrations of different water constituents”, *Nordic Hydrology*, 38: 265-285.
  - Pérez C., Nickovic S., Baldasano J. M., Sicard M., Rocadenbosch F. (2006a), “A long Saharan dust event over the western Mediterranean: Lidar, Sun photometer observations, and regional dust modeling”, *Journal of Geophysical Research*, 111: D15214.
  - Pérez C., Nickovic S., Pejanovic G., Baldasano J. M., Özsoy E. (2006b), “Interactive dust-radiation modeling: a step to improve weather forecasts”, *Journal of Geophysical Research*, 111: D16206.
  - Reche I., Ortega-Retuerta E., Romera O., Pulido-Villena E., Morales-Baquero R., Casamayor E. O. (2009), “Effect of Saharan dust inputs on bacterial activity and community composition in Mediterranean lakes and reservoirs”, *Limnology and Oceanography* 54(3): 869–879.
  - Ridame C., Guieu C. (2002), “Sahara input of phosphate to the oligotrophic water of the open western Mediterranean Sea”, *Limnology and Oceanography*, 47: 856-869.
  - Rios, A. (2004), "MODIS observations of desert, dust, forest fire smoke and anthropogenic aerosols", (non pubblicato).
  - Rosenfeld D., Lensky I., Kerkmann J., Tjemkes S., Govaerts Y., Roesli, H. P. (2005), “Applications of Meteosat Second Generations (MSG) – Conversion from counts to radiances, version 1.2”, MSG Interpretation Guide, EUMETSAT web-site: [www.eumetsat.org](http://www.eumetsat.org).
  - Salmaso S., Decet F., Consolato S., Cordella P. (1998), “Evoluzione trofica recente del lago di Garda”, *I laghi come risorsa per lo sviluppo*: 143-161.
  - Salmaso N., Naselli-Flores L. (1999), “Studies on the zooplankton of the deep subalpine Lake Garda”, *Journal of Limnology*, 58(1): 66-76.
  - Salmaso N. (2011). “Interactions between nutrient availability and climatic fluctuations as determinants of the long-term phytoplankton community changes in Lake Garda, Northern Italy”, *Hydrobiologia*, 660(1): 59–68.
  - Santini F., Alberotanza L., Cavalli R. M., Pignatti S. (2010), “A two-step optimization procedure for assessing water constituent concentrations by hyper-spectral remote sensing techniques: An application to the highly turbid Venice lagoon waters”, *Rem. Sens. Env.*, 114: 887-898.
  - Schalles J. F. (2006), "Optical remote sensing techniques to estimate phytoplankton chlorophyll a concentrations in coastal waters with varying suspended matter and CDOM concentrations", *Rem. Sens. Aquat. Coast. Ecosyst. Process: Science and Management Applications*, ed. L. Richardson & E. Ledrew: 27–79.
  - Sighele M.C., "Joint lake vulnerability and risk assessment methodology. Part C: Lake Garda", Final report Euakes.
  - Simis S. G. H., Ruiz-Verdú A., Domínguez-Gómez J. A., Peña-Martínez R., Peters S. W. M., Gons H. J. (2007), “Influence of phytoplankton pigment composition on remote sensing of cyanobacterial biomass”, *Remote Sensing of Environment*, 106: 414-427.
  - Smirnov A., Holben B., Dubovick O., O'Neill N., Eck T., Pietras C., Slutsker I., (2001), “Atmospheric Aerosol Optical Properties in the Persian Gulf Region”, *Journal of Atmospheric Science*, 59: 620-634.
  - Strömbeck N., Pierson E. (2001), “The effects of variability in the inherent optical properties on estimations of chlorophyll a by remote sensing in Swedish freshwater”, *Science of the Total Environment*, 268, 123-137.
  - Sundarambal P., Balasubramanian R., Tkalic P., He J. (2010a), “Impact of biomass burning on ocean water quality in Southeast Asia through atmospheric deposition: field observations”, *Atmos. Chem. Phys.*: 11323-11336.
  - Sundarambal P., Tkalic P., Balasubramanian R. (2010b), “Impact of biomass burning on ocean water quality in Southeast Asia through atmospheric deposition: eutrophication modelling”, *Atmos. Chem Phys.*, 11337-11357.
  - Tkalic P., Sundarambal P. (2003), "Eutrophication modelling for the Singapore waters", *Singapore Maritime and Port Journal*: 122–136.
  - Van Mol B., Ruddick K. (2005), “Total Suspended Matter maps from CHRIS imagery of a small inland water body in Oostende (Belgium)”, Proceedings of the 3rd ESA CHRIS/Proba Workshop, 21-23 marzo, ESRIN, Frascati, Italia, (ESA SP-593, giugno 2005).
  - Volpe, G., Banzon V. F., Evans R. H., Santoleri R., Mariano A. J., Sciarra R. (2009), “Satellite observations of the impact of dust in a low-nutrient, low-chlorophyll region: Fertilization or artifact?”, *Global Biogeochem. Cycles*, 23: GB3007.
  - Voutilainen A., Pyhälähti T., Kallio K. Y., Pulliainen J., Kaipio J. P. (2007), “A Filtering Approach for Estimating Lake Water Quality from Remote Sensing data”, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 9: 50-64.
  - Zennaro B., "Lake Garda", Final report Euakes (2010-2013).

# Ringraziamenti

Ogni volta che arrivo ad un nuovo traguardo e mi guardo alle spalle mi rendo conto che sono sempre tantissime le persone che vorrei ringraziare, più di quante mi aspettassi sulla linea di partenza.

Innanzitutto ringrazio Mariano Bresciani e Claudia Giardino per il tempo, le conoscenze e l'aiuto che mi hanno donato e hanno condiviso con me in questi mesi. Grazie ancor di più per la gentilezza, l'immensa disponibilità e il sostegno con cui insieme a Erica Matta mi hanno messo nelle condizioni migliori che un tesista possa desiderare.

Ringrazio il mio relatore, il prof. Marco Gianinetto che ha accettato di seguirmi e sostenermi in questa tesi. Grazie anche a Gabriele Candiani, per il prezioso aiuto datomi con il codice di interpolazione dei dati AERONET, da cui ho preso anche innumerevoli spunti per la tesi. Un grazie sincero lo rivolgo ad Anna Rampini per i consigli dati a me, presentatrice un po' superficiale del proprio lavoro. Grazie inoltre ad Alessandra Cacciari e a Walter Di Nicolantonio della CGS per l'elaborazione delle immagini SEVIRI, a Luca Ferrero (Università Bicocca) per i dati sulle polveri sottili e a Luca Fila per i dati dalle stazioni CRA. Grazie infine a tutto il personale dell'IREA, che mi ha concesso spazio e calorosa accoglienza sul loro piano per questi mesi.

Non potrei però non ringraziare tutti coloro che non solo in questi ultimi mesi, ma in questi cinque anni mi sono stati, forse loro malgrado, vicini.

Grazie alla mia famiglia intera, che non solo mi ha dato la possibilità di frequentare l'università, ma che mi ha permesso di gettare le basi in piena libertà e consapevolezza per il mio futuro.

Grazie a Vale, Fra, Roby, Romesh, Carolina, Davide, Diana, Simo, Paola, Ronel, Silvia, Stefano, Laura, Palaz, Dany, Paolo, Zano e GP (esistesse un modo di mettervi tutti nel primo posto dell'elenco lo userei): grazie per avermi amata, sostenuta, guidata, sgridata e ridimensionata quando ho rischiato di esagerare, per aver condiviso studio, ansie e festeggiamenti. Grazie anche per la pazienza con cui mi avete aspettato nella mia latitanza!

E dulcis in fundo, un grazie immenso a chi ha vissuto con me cinque anni intensi, Marti, Renata, Mauro, Cri, Titti e Luca, con cui ho condiviso tanto di quel tempo che ormai fa spavento contarlo: perché è vero che l'università ti forma, ma sono le persone con cui la frequenti che ti fanno crescere davvero.