

Monitoraggio della qualità delle acque interne: Progetto MELINOS

Mariano Bresciani, Claudia Giardino

CNR-IREA, via Bassini 15 Milano, tel. 02-23699298, fax 02-236999300
e-mail: bresciani.m; giardino.c@irea.cnr.it

Sommario

La Direttiva Europea sulle Acque (2000/60/EC; Water Framework Directive, WFD) si è posta l'obiettivo di definire un quadro di riferimento utile per raggiungere, entro il 2015, uno stato "buono" della qualità delle acque superficiali. Punto di partenza è la conoscenza ed il monitoraggio dello stato di qualità delle acque; per fare questo è necessaria l'integrazione di differenti discipline tra cui il telerilevamento che offre un'importante fonte di dati caratterizzati da una visione sinottica su ampi domini spaziali e temporali. Dal 2002 il progetto MELINOS AO id553 (*Monitoring European Lakes by means of an Integrated earth Observation System*) ha permesso di caratterizzare e monitorare lo stato di qualità delle acque di differenti laghi italiani (Garda, Maggiore, Trasimeno) e internazionali (laguna dei Curi (Lituania-Russia), lago Chaohu (Cina) e i laghi Himalaiani (Nepal)) attraverso l'utilizzo delle immagini satellitari (MERIS, ALOS-AVNIR2, CHRIS-PROBA) fornite dall'Agenzia Spaziale Europea (ESA). Le 400 immagini MERIS utilizzate hanno permesso la mappatura della concentrazione di clorofilla-a, solidi sospesi, sostanze gialle e trasparenza delle acque; inoltre per alcuni laghi è stato possibile discriminare qualitativamente le intense fioriture di cianobatteri responsabili della produzione di tossine pericolose per la vita degli ambienti acquatici. L'elaborazione delle immagini a maggior risoluzione spaziale ha permesso di identificare anche le comunità di macrofite, fondamentali nella tutela degli equilibri ecologici lacustri. Dopo la correzione atmosferica e dell'effetto d'adiacenza, sono stati applicati sia modelli bio-ottici che algoritmi semi-empirici per la stima dei parametri di qualità. La validazione dei risultati ha evidenziato il potenziale del sensore MERIS per il monitoraggio della qualità delle acque interne e, nonostante alcune problematiche relative ad una accurata correzione atmosferica, i prodotti ottenuti sono stati utilizzati dalle Agenzie di Protezione ambientale per il monitoraggio e la gestione degli ecosistemi lacustri.

Abstract

Since 2002 the MELINOS Project has enabled us to monitor water quality of the major Italian lakes and of important international aquatic ecosystems using satellite images provided by the European Space Agency (ESA) in the framework of the MELINOS AO id553 (*Monitoring European Lakes by means of an Integrated earth Observation System*) project. A total of 400 images have allowed us to map chlorophyll-a, suspended solid, yellow substance concentrations and water transparency. For some lakes we were also able to monitor intense blooms of cyanobacteria. Finally, macrophytes were also monitored by means of high spatial resolution images. Satellite images were corrected for atmospheric and adjacency effects before applying different approaches to estimate water quality parameters. Validation showed the potential of satellite images for water quality monitoring despite issues related to accuracy of the atmospheric correction. The outcome products from the project were used by local Environmental Agencies for inland water quality monitoring and management of aquatic ecosystems.

Introduzione

Nello studio della risorsa acquatica è di fondamentale importanza reperire il maggior numero d'informazioni che possano permettere la tutela e la gestione di questo elemento fondamentale. Le

tecniche di telerilevamento sono ormai da molti anni utilizzate per il monitoraggio degli ecosistemi acquatici (Lindell et al., 1999) insieme alle più tradizionali analisi limnologiche. I laghi e le lagune sono caratterizzati da un'elevata variabilità trofica e presentano caratteristiche chimico-fisiche e proprietà ottiche molto diversificate (Baban, 1999). Queste caratteristiche richiedono approcci per il loro studio differenti rispetto alle acque oceaniche; infatti, le acque interne vengono definite come acque otticamente complesse (caso-2) poiché la risposta spettrale è determinata non solo dalla clorofilla (come per le acque oceaniche di caso-1) ma anche dai solidi in sospensione (TSM). Questi ultimi sono fortemente correlati alle caratteristiche del substrato e dei fiumi e alle concentrazioni di sostanze gialle (CDOM) che a loro volta sono fortemente condizionate dalla vegetazione costiera e dalle frazioni organiche presenti nei laghi. Tra i parametri otticamente attivi, la clorofilla *a* (chl-*a*) è sicuramente quello più informativo nel comprendere l'evoluzione dell'eutrofizzazione, fenomeno causato dall'arricchimento delle acque di sostanze nutritive (P, N, Si), che promuove la crescita di organismi fotosintetici. La chl-*a*, però, essendo dovuta alla componente fitoplanctonica, è contraddistinta da una notevole variabilità come conseguenza delle specie fitoplanctoniche presenti nelle acque, della loro stagionalità, della capacità di alcune specie di migrare lungo la colonna d'acqua; la mappatura della sua distribuzione spaziale risulta quindi particolarmente complessa. Questa variabilità è una sfida per l'applicazione di modelli semi-analitici e per la modellistica bio-ottica, ma è anche un chiaro segnale che è complicato e faticoso riuscire a determinare tutti i parametri otticamente attivi in tempi adeguati ai fini gestionali.

In effetti, uno degli obiettivi della WHO (Organizzazione Mondiale della Sanità) è quello di ottenere informazioni di qualità delle acque entro 48 ore dall'inizio di una fioritura algale o di altre variazioni qualitative delle acque, in modo da rendere immediato un intervento (Rogalus e Watzin, 2008). Risulta quindi fondamentale essere in grado di procedere: i) con ragionevole affidabilità, che viene raggiunta attraverso una continua calibrazione e validazione degli algoritmi e dei modelli, ii) sufficiente velocità, per avere dati utili per la salvaguardia degli ambienti acquatici e iii) con la possibilità di condividere le informazioni ottenute nel modo più efficace e semplice possibile.

Materiali e Metodi

Il Progetto MELINOS ha permesso lo studio di ecosistemi acquatici di caso 2 caratterizzati da acque con livelli trofici altamente differenziati, situati a diversi intervalli di latitudine e con dimensioni estremamente variabili, contraddistinti da differenti livelli di sfruttamento turistico e pratiche di gestione (figura 1).

	Profondità max (m)	Superficie (km ²)	Latitudine	Altitudine (m, s.l.m.)	Stato trofico
Lago di Garda	346	370	45°37'	65	oligo-mesotrophic
Laguna dei Curi	5.8	1584	55°10'	0	ipereutrophic
Lago Maggiore	370	212	45°57'	193	oligo-mesotrophic
Laghi di Mantova	15	6.21	45°09'	18	ipereutrophic
Lago Trasimeno	6	128	43°08'	258	meso-eutrophic
Laghi Hymalayani	0.5-35	0.003-1.223	28°55'	4500-5300	oligotrophic
Lago Chaohu	3	770	31°35'	10	ipereutrophic

Figura 1 – Caratteristiche morfologiche e limnologiche degli ecosistemi investigati.

Sono state utilizzate immagini acquisite da quattro sensori con differenti caratteristiche tecniche (figura 2); nella figura 3 viene riassunto il data-set delle immagini fornite da ESA nell'ambito del progetto.

Sensore	Satellite	Pixel (m)	Tempo di rivisitazione (g)	Bande totali	Bande (400-900nm)	Larghezza bande (nm)
KODAK	Ikonos	1-4	2-3	4	4	6-15
AVNIR-2	ALOS	10	16	4	4	80-130
CHRIS	ProBA	18	16	18	17	6-12
MERIS	Envisat	300	2	15	15	10

Figura 2 – Caratteristiche tecniche dei sensori utilizzati.

	MERIS	AVNIR2	PROBA	IKONOS
Garda	193	/	/	1
Laguna dei Curi	13	/	/	/
Maggiore	239	/	/	/
Laghi di Mantova	1	/	1	/
Trasimeno	117	2	/	/
Laghi Hymalayani	/	1	/	/
Chaohu	35	/	/	/

Figura 3 – Lista delle immagini utilizzate.

A tutte le immagini MERIS FR (*Full Resolution*), preventivamente georeferite, è stata applicata una *SMILE-correction* che permette di correggere la distorsione del valore registrato dal sensore dovuto allo spostamento di lunghezza d'onda a seconda della posizione del pixel (Fomferra e Brockmann, 2006). In seguito è stato applicato il *tool ICOL (Improved Contrast between Ocean and Land)* per correggere gli effetti di adiacenza che possono influenzare la determinazione della riflettanza dell'acqua nei pixel vicino alla costa (Santer et al., 2007). Queste due correzioni sono state effettuate utilizzando il software BEAM (Basic Envisat e ERS (A) ATSR e MERIS) (Fomferra e Brockmann, 2006) che è particolarmente adatto per il calcolo automatico delle componenti otticamente attive delle acque lacustri caratterizzate da un'ampia variabilità trofica (es. Odermatt et al., 2010 e Giardino et al., 2010a). La stima della concentrazione di chl-a da immagini MERIS è stata effettuata applicando differenti approcci per i diversi laghi; una metodologia comune è stata invece utilizzata per la determinazione di TSM, CDOM e trasparenza delle acque (Z90).

Per la stima delle concentrazioni di chl-a, TSM, CDOM e Z90 per il Lago Trasimeno e per i laghi sub-alpini, abbiamo utilizzato l'algoritmo *Case 2 Regional* (Doerffer e Schiller, 2008a, 2008b) mentre per la stima del CDOM e Z90 nella laguna dei Curi è stato utilizzato l'algoritmo *Boreal*.

Per il lago Chaohu e la laguna dei Curi, i dati sono stati corretti atmosfericamente con il codice *Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum (6S)* (Vermote et al., 1997) e per gli effetti di riflettanza speculare (Toole et al., 2000) e la stima della concentrazione di chl-a è stata effettuata tramite l'applicazione di modelli semi-empirici: in particolare, per il lago Chaohu abbiamo scelto l'algoritmo a tre bande suggerite da Gitelson et al. (2007) e per la laguna dei Curi è stato applicato un modello di regressione utilizzando due bande prossime alla regione dei 700 nm dello spettro (Gitelson et al., 1992) calibrato con dati radiometrici e limnologici in situ (Giardino et al., 2010b).

Oltre ai parametri precedentemente descritti, per le immagini MERIS acquisite il 22 luglio 2009 sulla Laguna dei Curi, il 5 Giugno 2007 sul lago Chaohu e il 10 settembre 2008 sul Lago Trasimeno, sono state mappate le fioriture di cianobatteri. In queste immagini le concentrazioni di chl-a erano talmente elevate (>50 µg/l) da permettere l'applicazione dell'algoritmo di Kutser et al. (2006) basato sul rapporto dei valori Rrs delle bande 6 (665 nm) e 7 (681 nm) del MERIS. L'individuazione delle fioriture di cianobatteri è ancora in fase preliminare, ma nel caso di concentrazioni abbondanti i risultati preliminari sono promettenti.

Per i laghi himalayani, è stata acquisita un'immagine AVNIR-2 (24 ottobre 2008), in concomitanza con misure limnologiche di campo. L'immagine è stata georeferita, orto rettificata, corretta utilizzando il codice 6S, e le concentrazioni di TSM sono state stimate con un modello empirico di regressione tra i valori di riflettanza nel visibile e nel vicino infrarosso ed i valori misurati in campo. Per i laghi di Mantova, è stata acquisita l'immagine CHRIS PROBA del 29 giugno 2008; come prima operazione il dato è stato corretto per il rumore intrinseco con VISAT-BEAM plug-in e in accordo con Ruiz Verdu et al., (2005) è stata valutata la presenza di *glint*, successivamente la correzione atmosferica è stata effettuata con differenti metodologie come il *plug.in* dedicato del software BEAM, il codice 6S e c-WOMBAT-c (Brando e Dekker, 2003). La stima delle concentrazioni di clorofilla sono state effettuate con un modello semi-empirico basato sul rapporto di bande dei valori di riflettanza nell'intervallo di minimo di riflessione intorno a 675 nm e il picco di riflettanza di circa 700 nm (Bresciani et al., 2009a).

Al fine di rendere maggiormente completi gli studi relativi ai laghi di Garda e Trasimeno, sono state studiate le zone di vegetazione a canneto prossime alle zone costiere. Per fare questo sono state acquisite un'immagine IKONOS (15 giugno 2006) sul lago di Garda e due immagini AVNIR-2 (8 luglio 2007 e 23 giugno 2008) per il lago Trasimeno. Le zone a canneto sono state classificate con algoritmi *unsupervised* di massima verosimiglianza (Bresciani et al., 2009b) ed è stato valutato il loro stato di salute attraverso l'applicazione dell'indice NDVI (Rouse et al., 1973).

Le misure radiometriche (con lo spettroradiometro *Fieldspec Full Range Pro ASD Inc*) e limnologiche (sia concentrazioni che assorbimenti) sono state utilizzate per calibrare i modelli semi-empirici (es. laguna dei Curi, laghi di Mantova) e per convalidare i prodotti dei vari modelli/algoritmi.

Risultati

Per il Lago Trasimeno, i prodotti derivati da MERIS hanno confermato le condizioni mesotrofiche delle acque del lago (concentrazione media di chl-a di 8,5 mg/m³) ed i bassi livelli di trasparenza delle acque (disco di Secchi con valori medi di 1 m). Inoltre è stata trovata una correlazione negativa tra i livelli delle acque del lago e i valori di concentrazione di chl-a che suggerisce, a livello gestionale, l'importanza di mantenere i livelli dell'acqua vicino alla zero idrometrico. Le mappe di TSM hanno messo in evidenza l'impatto dei piccoli affluenti sulla torbidità dell'acqua (Giardino et al., 2010a).

I laghi di Garda e Maggiore, nel periodo 2003-2008, sono risultati in condizioni oligo-mesotrofiche con condizioni più precarie durante la fine inverno (Odermatt et al., 2010).

Per la laguna dei Curi, l'algoritmo empirico, calibrato per la stima della concentrazione di chl-a e validato con misure in situ, ha dato risultati soddisfacenti ($R^2 = 0.94$) (Giardino et al., 2010b). I risultati hanno confermato le condizioni ipertrofiche delle acque della laguna durante l'estate e ha mostrato un'elevata variabilità inter-annuale tra il 2004 e il 2009; questa variabilità è conseguenza di diversi fattori ambientali tra i quali la temperatura dell'acqua gioca un ruolo molto importante.

Per il lago Chaohu, le mappe MERIS hanno rivelato che le peggiori condizioni di qualità delle acque si sono verificato soprattutto nella regione settentrionale del lago, con alcune date, nei periodi di fine estate, che mostrano condizioni allarmanti relative ad eventi di bloom algali. Un'indagine più approfondita nella regione occidentale del bacino ha suggerito di spostare i collettori di captazione dell'acqua verso le zone pelagiche, generalmente di migliore qualità rispetto a quelle costiere.

Per i laghi di Mantova, i risultati hanno mostrato una buona correlazione con i dati di campo (rRMSE=16%) (Bresciani et al., 2010a), le concentrazioni di chl-a sono risultate contenute nei pressi dell'isola di macrofite (fiore di loto) e sono risultate inferiori rispetto a quelle del 2007 (Bresciani et al., 2009a); questa diminuzione può essere dovuta alla decisione intrapresa nell'estate del 2007 di tagliare il fiore di loto per favorire la circolazione delle acque.

Per il laghi di himalayani, le concentrazioni TSM stimate dall'immagine ALOS-AVNIR2 sono paragonabili a dati in situ ($R^2 = 0.92$) raccolti in quattro laghi a nord del Monte Everest (Tibet, Cina) (Giardino et al., 2010c). In questo particolare ecosistema, i carichi di solidi sospesi, potrebbero essere considerati come diretti indicatori di risposta dei processi di deglaciazione.

Sul lago di Garda, l'immagine IKONOS ha mostrato che le condizioni di salute della vegetazione a canneto è in miglioramento rispetto alle misure in situ effettuate in anni precedenti, principalmente grazie alla normativa di tutela e alla gestione di queste aree (Bresciani et al., 2010b), al contrario, sul lago Trasimeno, le aree a canneto sono in diminuzione e si trovano in condizioni di stress (Bresciani et al., 2009b).

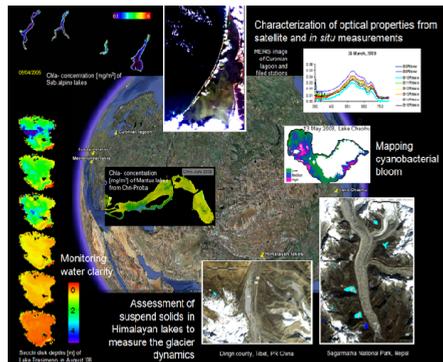


Figura 4 – Esempio dei prodotti ottenuti nel Progetto MELINOS dalle immagini ESA.

All'interno del Progetto MELINOS sono state effettuate attività di divulgazione rivolte sia alla comunità scientifica e agli utenti finali sia alla popolazione e agli studenti delle scuole. I prodotti ottenuti sono stati utilizzati all'interno delle scuole del basso Garda inseriti nel progetto SaGaMi (Sarca-Garda-Mincio), finalizzato alla divulgazione della tutela della risorsa idrica del lago di Garda e sono stati presentati al seminario "telerilevamento dei laghi" presentato al Festival Internazionale della Scienza di Genova (ottobre 2009).

Conclusioni

Il potenziale dei sensori utilizzati, ed in particolare del MERIS, per il monitoraggio della qualità delle acque sembra concreto; i buoni risultati ottenuti, associati alla disponibilità in tempo quasi reale delle immagini fornite da ESA, rende le tecniche di telerilevamento fondamentali per lo studio e la gestione degli ecosistemi lacustri.

Le prospettive future nell'ambito del progetto riguardano la produzione di mappe di anomalia dei parametri di qualità dell'acqua, che possono fornire informazioni di sintesi ai gestori delle risorse idriche e agli utenti per un uso più sostenibile delle risorse idriche.

Le attività condotte nell'ambito del Progetto MELINOS hanno tuttavia rivelato alcune problematiche. La correzione atmosferica in alcune situazioni, in particolare nei laghi oligotrofici, risulta un'operazione ancora complessa a cui si associano anche problemi dovuti agli effetti di adiacenza. I modelli empirici, applicati in questi ambiti, richiedono una continua opera di calibrazione e validazione data la grande variabilità delle caratteristiche ottiche delle acque dei laghi. Infine, l'uso di MERIS per il monitoraggio della qualità delle acque interne del nord Europa e vicino ai tropici può essere ostacolata dalla copertura nuvolosa.

Ringraziamenti

Un grande ringraziamento all'EOHelpdesk dell'ESA per il supporto. Tutte le attività di campo sono state possibili grazie a M. Musanti del CNR-IREA. Un particolare ringraziamento a D. Odermatt dell'Università di Zürich per la collaborazione nello studio dei laghi sub-alpini e A. Bortoluzzi di Progetti e Ambiente s.p.a. per la collaborazione nello studio del lago Chaohu. Ringraziamo per le attività di laboratorio e i consigli limnologici C. Defrancesco dell'APPA-Trento, G.L. Fila del CRA-Sirmione, A. Oggioni e G. Morabito del CNR-ISE, M. Bartoli dell'Università di Parma e A. Martinelli dell'ARPA Umbria. Grazie a G. Zibordi e L. Alberotanza per i dati AERONET.

Riferimenti bibliografici

- Baban SMJ. (1999). Use of remote sensing and geographical information systems in developing lake management strategies. *Hydrobiol* 395/396: 211-226.
- Brando VE, Dekker AG. (2003). Satellite hyperspectral remote sensing for estimating estuarine and coastal water quality. *Trans. on Geosc. and Rem. Sens.*, 41, 1378-1387.

- Bresciani M, Giardino C, Longhi D, Pinardi M, Bartoli M, Vascellari M. (2009a). Imaging spectrometry of productive inland waters. Application to the lakes of Mantua, *Italian Journal of Remote Sens.*, 41: 147-156.
- Bresciani M, Stroppiana D, Fila GL, Montagna M, Giardino C. (2009b). Monitoring reed vegetation in environmentally sensitive areas in Italy. *Italian Journal of Remote Sens.*, 41: 125-137.
- Bresciani M, Giardino C, Longhi D, Pinardi M, Bartoli M. (2010a). Assessment of chlorophyll-a and algal blooms in inland water from hyperspectral data. In *Proc. Hyperspectral Workshop, ESRIN, 17-19 March, Frascati, Italy SP-683*.
- Bresciani M, Fila GL, Giardino C. (2010b). I canneti del basso Garda un patrimonio da difendere e da monitorare, la gestione invernale ed il monitoraggio tramite tecniche di Telerilevamento. *Edizioni Garda*, In Stampa.
- Doerffer R, Schiller H. (2008a). MERIS Lake Water Algorithm for BEAM ATBD, v. 1.0. May.
- Doerffer R, Schiller H. (2008b). MERIS Regional Coastal and Lake Case 2 Water Project Atmospheric Correction ATBD, v. 1.0. May.
- Fomferra N, Brockmann C. (2006). The BEAM project web page [Internet]. Carsten Brockmann Consult, Hamburg, Germany. Available from: <http://www.brockmann-consult.de/beam/>.
- Giardino C, Bresciani M, Villa P, Martinelli A. (2010a). Application of remote sensing in water resource management: the case study of lake Trasimeno, Italy. *Water Resources Management*, DOI 10.1007/s11269-010-9639-3.
- Giardino C, Bresciani M, Pilkaityté R, Bartoli M, Razinkovas A. (2010b). In situ measurements and satellite remote sensing of case2 waters: first results from the Curonian Lagoon. *Oceanologia*, 52 (2): 197–210.
- Giardino C, Oggioni A, Bresciani M, Yan H. (2010c). Remote Sensing of Suspended Particulate Matter in Himalayan Lakes. *Mountain Research And Development*, 30 (2): 157–168.
- Gitelson AA. (1992) The peak near 700 nm on reflectance spectra of algae and water: Relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. *Int J Rem Sens* 13: 3367–3373.
- Gitelson AA, Schalles JF, Hladik CM. (2007). Remote chlorophyll-a retrieval in turbid, productive estuaries: Chesapeake bay case study. *Rem Sens Environ* 109: 464–472.
- Kutser T, Metsamaa L, Strömbeck N, Vahtmäe E. (2006). Monitoring cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67:303–312.
- Lindell T, Pierson DC, Premazzi G, Zilioli E. (1999). *Manual for monitoring European lakes using remote sensing techniques*. Joint Research Centre, 164.
- Odermatt, D. Giardino, C. & Heege, T. (2010). Chlorophyll retrieval with MERIS Case-2 Regional in perialpine lakes. *Remote Sensing of Environment*, 114: 607-617.
- Rogalus MK, Watzin MC. (2008). Evaluation of sampling and screening techniques for tiered monitoring of toxic cyanobacteria in lakes. *Harmful Algae* 7: 504–514.
- Rouse JWR, Haas H, Schell JA, Deering DW. (1973) *Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS*. Third ERTS Symposium, NASA SP-351 I:309–317.
- Ruiz-Verdú A, Domínguez-Gómez JA, Peña- Martínez R. (2005). Use of Chris for monitoring water quality in Rosarito reservoir. In *Proc. 3rd 'ESA CHRIS/Proba Workshop' ESA SP-593*.
- Santer R, Zagolski F, Gilson M. (2007). Uni. du Littoral, France, ICOL ATBD, Version, 0.1, Feb.
- Toole DA, Siegel DA, Menzies DW, Neumann MJ, Smith RC. (2000) Remote-sensing reflectance determinations in the coastal ocean environment: impact of instrumental characteristics and environmental variability. *Appl Optics* 39: 456-469.
- Vermote EF, Tanrè D, Deizè JL, Herman M, Morcrette JJ. (1997). Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, 6S: An Overview. *Trans. on Geo. and Remote Sens.*, 35: 675-686.