



Siccità, scarsità e crisi idriche

Il contributo della ricerca
a supporto della definizione
del bilancio idrico

A cura di
Emanuele Romano
Ivan Portoghese



HABITAT SIGNA

Studi e ricerche su sistema terra e ambiente

collana del
Consiglio Nazionale delle Ricerche
Dipartimento Scienze del sistema terra e tecnologie per l'ambiente

diretta da
Francesco Petracchini

comitato scientifico a cura del consiglio scientifico di dipartimento
Andrea Billi, Claudio Faccenna, Gian Luigi Liberti, Andrea Rinaldo, Sabrina Speich

comitato editoriale
Sara Di Marcello, Maria Elena Martinotti

ideazione del nome e design della collana
Lucia Caraffa

Siccità, scarsità e crisi idriche

Volume 1 della collana HABITAT SIGNA

editing
Sara Di Marcello, Ivan Portoghese, Emanuele Romano, Angelica Zonta

impaginazione e copertina
Lucia Caraffa

graphical abstract
Matteo Tucci
www.luminescentia.com

crediti fotografici

Copertina e pag. 4 - Greg Montani, Pixabay.com; pagg. 20, 27, 562 - Carolyn, Pexels.com; pag. 238 - George Becker, Pexels.com; pagg. 477 e 512 - Frank Cone, Pexels.com; pag. 482 - FOX, Pexels.com; pag. 495 - Teono123, Pexels.com
Freepik.com: pagg. 30, 47, 50, 56, 68, 70,75, 86, 89, 96, 99, 104, 118, 121, 202, 212, 258, 268, 278, 284, 301, 303, 304, 311,325, 328, 339, 347, 350, 357, 366, 369, 384, 388, 391, 397, 406, 401, 402, 432, 426, 438, 440, 461, 480, 513, 514, 517, 518, 523, 541.
L'Editore è a disposizione degli aventi diritto per eventuali inesattezze nella citazione delle fonti.

© Cnr Edizioni, 2024

P.le Aldo Moro 7
00185 Roma
www.edizioni.cnr.it

ISSN 3035-2290

ISBN (ed. stampa) 978 88 8080 673 8

ISBN (ed. digitale) 978 88 8080 674 5

DOI <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1>



This work is licensed under CC BY-SA 4.0



Siccità, scarsità e crisi idriche

Il contributo della ricerca
a supporto della definizione
del bilancio idrico

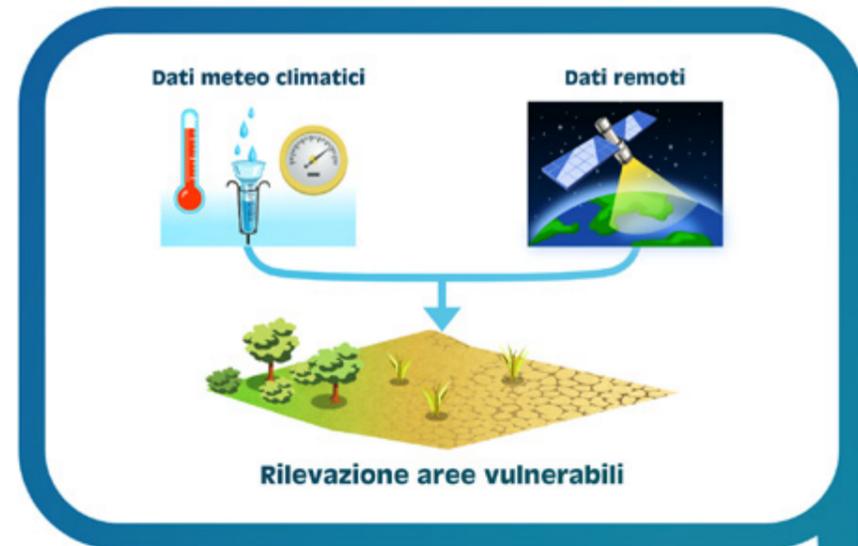
A cura di
Emanuele Romano
Ivan Portoghese



Indice

5		Prefazioni
21		Introduzione
29	1	Il bilancio idrologico, la disponibilità di risorsa idrica e il bilancio idrico a cura di Stefano Mariani Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale (ISPRA)
49	2	La governance dell'acqua in Italia a cura di Gerardo Sansone Presidenza del Consiglio dei ministri
73	3	Previsione, prevenzione e contrasto delle crisi idriche: il valore aggiunto della conoscenza tecnico-scientifica nelle attività di protezione civile a cura di Andrea Duro Dipartimento della protezione civile
103	4	Il regime meteo-climatico a cura di Stefano Federico CNR - Istituto di scienze dell'atmosfera e del clima (ISAC)
145	5	La criosfera a cura di Fabrizio de Blasi CNR - Istituto di scienze polari (ISP)

201	6	Il suolo e la zona insatura a cura di Marco Berardi CNR - Istituto di ricerca sulle acque (IRSA)
237	7	Acque superficiali e invasi a cura di Luca Brocca CNR - Istituto di ricerca per la protezione idrogeologica (IRPI)
267	8	Acque sotterranee a cura di Cristina di Salvo CNR - Istituto di geologia ambientale e geoingegneria (IGAG) Matia Menichini CNR - Istituto di geoscienze e georisorse (IGG)
327	9	Interazione acque continentali - acque marine a cura di Christian Ferrarin CNR - Istituto di scienze marine (ISMAR)
349	10	Le risorse idriche non convenzionali a cura di Domenica Mosca Angelucci CNR - Istituto di ricerca sulle acque (IRSA)
386	11	Gli utilizzi idrici e la gestione sostenibile delle risorse a cura di Marco Lauteri CNR - Istituto di ricerca sugli ecosistemi terrestri (IRET) Emanuele Romano e Ivan Portoghese CNR - Istituto di ricerca sulle acque (IRSA)
475	12	Siccità ed ecosistemi a cura di Fabrizio Stefani CNR - Istituto di ricerca sulle acque (IRSA)
513	13	Siccità e Land Degradation a cura di Vito Imbrenda CNR - Istituto di metodologie per l'analisi ambientale (IMAA)
554		Conclusioni



Keywords
land degradation
sustainability
local climates
productivity
land management

Parole-chiave
land degradation
sostenibilità
climi locali
produttività
land management

Curatore
Vito Imbrenda
CNR
Istituto di metodologie
per l'analisi ambientale

Con contributi di
CNR
Istituto sull'inquinamento atmosferico
Maria Adamo
Cristina Tarantino

CNR
Istituto di metodologie
per l'analisi ambientale
Rosa Coluzzi
Mariagrazia D'Emilio
Maria Lanfredi
Caterina Samela
Tiziana Simoniello

CNR
Istituto di ricerca sulle acque
Monica Garnier

Siccità e Land Degradation

13.1	Introduzione	515
13.2	Monitoraggio	518
13.2.1	Parere degli esperti	519
13.2.2	Modelli biofisici	519
13.2.3	Valutazioni derivanti da osservazione satellitare	520
13.2.4	Calcolo dell'Indicatore SDG 15.3.1	526
13.2.5	Mappatura dei terreni agricoli abbandonati	529
13.2.6	I modelli per la stima della vulnerabilità alla <i>Land Degradation</i>	530
13.3	Regime progressivo e stato attuale	532
13.4	Impatti del cambiamento climatico sull'estensione e severità del fenomeno della <i>Land Degradation</i>	537
13.4.1	Impatti del cambiamento climatico sul fenomeno della <i>Land Degradation</i>	538
13.4.2	Impatto delle variazioni del regime di precipitazione	538
13.4.3	Impatto dell'innalzamento della temperatura	539
13.4.4	Impatto dei regimi di vento	541
13.5	Le domande di ricerca	542
13.6	Referenze bibliografiche	544

Inizialmente definita come la “perdita della produttività biologica ed economica delle terre”, la Land Degradation (LD) è stata recentemente inserita in un quadro definitorio più ampio di natura prettamente ecologica che ha portato a indicarla come “la riduzione del valore economico dei servizi e dei beni ecosistemici erogati dal territorio a seguito di attività antropiche e/o dell’evoluzione biofisica naturale” (ELD, 2013). La presenza del termine *land* indica il sistema bioprodotivo terrestre che comprende suolo, vegetazione, incluso il biota, oltre ai processi ecologici e idrologici che operano all’interno del sistema (<https://eur-lex.europa.eu/EN/legal-content/summary/united-nations-convention-to-combat-desertification-in-countries-seriously-affected-by-drought.html>). Più precisamente, allargando il campo, occorrerebbe parlare di *land system* inteso come il sistema di usi del territorio e i rispettivi collegamenti dinamici complessi con gli ecosistemi e la società.

In generale, la problematica della LD, oltre a minare la qualità ecologica della Terra stessa, è un’emergenza socio-economico-politica. Essa, infatti, riguarda quasi il 40% delle terre del pianeta e circa la metà della popolazione mondiale, con un danno economico in termini di PIL di oltre 44 000 miliardi di dollari annui (UNC-CD, 2022) con importanti ripercussioni sul piano socio-politico (conflitti per l’acqua, eco-rifugiati, sicurezza alimentare, etc.).

In questo contesto, la siccità, specialmente se associata a ondate di calore e cambiamenti nell’andamento stagionale delle precipitazioni, si configura come un

importante driver di LD. Gli effetti della siccità possono andare ben oltre le pur devastanti conseguenze transitorie di isolati eventi severi (come, ad esempio, la siccità del 2022 del bacino padano), specialmente nelle aree semiaride, tipiche del Mediterraneo e soggette a forte pressione antropica (Ferreira et al., 2022).

In condizioni naturali (non perturbate da attività antropiche), la vegetazione delle aree mediterranee e semiaride è generalmente ben adattata a lunghi periodi di scarsità di acqua e nel complesso si mostra resiliente (Chaves et al., 2003). Purtroppo, a causa della diffusione di usi intensivi del suolo (ad esempio pascolo, agricoltura, ecc.), molte regioni mediterranee e semiaride sono inclini a processi di LD. Il cambiamento climatico e le forzanti antropiche possono innescare un feedback positivo tra vegetazione e ambiente fisico, cioè, un processo a spirale tra cambiamenti della copertura vegetazionale e clima che si autoalimenta, portando gli ecosistemi verso un processo di degrado in cui il ritorno allo stato iniziale è molto difficile (Kéfi et al., 2007).

Gli attuali modelli climatici prevedono sul medio-lungo periodo un aumento della frequenza e della durata dei periodi di siccità e una maggiore frequenza anche di piogge particolarmente intense e di breve durata (Grillakis, 2019; Spinoni et al., 2018) in grado di provocare fenomeni di erosione (Morán-Ordóñez et al., 2020) e, di conseguenza, di rimozione di considerevoli quantità di nutrienti dal suolo (in particolare di fosforo), ponendo in primo piano il problema dell’eventuale innesco

di processi di LD. Per completezza di informazione, non si può non accennare proprio a questi eventi meteorologici estremi, perché essi costituiscono l'altra faccia della medaglia dei cambiamenti climatici, presentando caratteristiche opposte rispetto alla siccità, ma contribuendo insieme a essa all'innescare dei fenomeni di desertificazione (ovvero, la LD nel particolare contesto climatico delle aree aride, semi-aride e sub-umide secche), che rappresentano uno degli aspetti più gravi con cui la LD si verifica in aree sempre più vaste del pianeta. In conseguenza dei sopra menzionati processi erosivi, infatti, lo spessore del suolo diminuisce molto rapidamente; in particolare, molto più velocemente di quanto non si riesca a compensare con i processi di pedogenesi, che intervengono nella formazione del suolo. L'erosione diventa così un processo irreversibile che contribuisce in modo significativo alla LD.

Poiché, inoltre, è noto che la maggior parte del fosforo è presente nel terreno in tutti i composti minerali e organici e nella biomassa microbica, l'erosione causa anche la perdita di notevoli quantità di fosforo, da un lato riducendo la fertilità dei suoli agricoli (Novara et al., 2018) e, dall'altro, contribuendo ai fenomeni di eutrofizzazione dei corpi idrici (Markogianni et al., 2016).

L'agricoltura è considerata, insieme agli eventi estremi, la principale responsabile dell'erosione e del trasporto di sedimenti nei corpi idrici. È stato infatti dimostrato che gli usi del territorio naturali e seminaturali mostrano tassi di erosione notevolmente inferiori (Cammeraat, 2004; Cerdan et al., 2010). Le attività agricole possono infatti disturbare il terreno, soprattutto se svolte su pendii ripidi, in caso di lavorazione a rittochino o quando il letame è sostituito da fertilizzanti minerali, provocando una riduzione della sostanza organica e

della capacità di infiltrazione del suolo, con conseguente aumento del deflusso superficiale.

Oltre a questo, anche la tipologia di coltivazione ha una grande influenza sull'erosione. Sauer e Ries (2008) riportano che una copertura vegetale superiore al 60% può ridurre considerevolmente l'erosione in ambienti semiaridi.

A questo riguardo è possibile immaginare che il cambiamento del clima possa portare a un cambiamento delle specie coltivate e/o a un cambiamento delle aree impiegate per la coltivazione di alcune specie, ad esempio in zone di maggiore altitudine, dove le temperature raggiungeranno valori idonei a ospitare specie tipicamente destinate a essere produttive in zone collinari o pianeggianti (Rodrigo-Comino et al., 2021). A tali aree corrispondono però, in genere, pendenze più elevate e di conseguenza un maggiore rischio di erosione e perdita di fosforo.

Gli effetti negativi appena descritti sono particolarmente gravi soprattutto per le popolazioni rurali dipendenti dalle risorse naturali e possono potenzialmente portare alla perdita di mezzi di sussistenza e alla successiva migrazione dalle aree colpite. Specialmente nelle aree mediterranee e semiaride dell'Italia Meridionale il rischio dell'innescare di fenomeni irreversibili di desertificazione, anche attraverso meccanismi indiretti come lo sviluppo di incendi, può portare a effetti sociali ed economici catastrofici con il conseguente spopolamento di ampie zone (Imbrenda et al., 2013; Salvati, 2023). I collegamenti tra degrado del territorio e migrazione sono complessi e non particolarmente documentati, poiché si verificano in un contesto più ampio di interazioni multiscala di processi socioeconomici, politici, demografici e ambientali (Hermans e McLeman, 2021). L'importanza della gestione sostenibile del territorio,

con particolare attenzione alla struttura e al miglioramento della copertura del suolo, è cruciale per incrementare significativamente la capacità di ritenzione idrica del suolo e la disponibilità di acqua, così come le più recenti normative europee suggeriscono (ad esempio, l'*European Green Deal* https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en).

In quest'ottica si impone sempre più una visione olistica del problema che, in chiave ecologica, riguardi la produzione di cibo, energia e acqua con un approccio integrato, grazie al quale la vulnerabilità alla LD potrebbe essere ridotta in maniera significativa. Se inquadrato nell'ambito della gestione del rischio, l'impatto della siccità sulla produttività del suolo si configura come rischio a lungo termine e necessita di una gestione proattiva e integrata delle risorse naturali. In questo contesto, l'utilizzo di nuove tecnologie, specialmente in agricoltura, riveste un ruolo fondamentale.

Il monitoraggio della Land Degradation, con un'attenzione particolare agli effetti della siccità implica uno studio appropriato delle diverse componenti naturali e antropiche interagenti: vegetazione, clima, suolo e *land management*. Naturalmente, per questo scopo, gli strumenti da adottare variano significativamente passando dalla scala locale a quella regionale fino a quella continentale (Bai et al., 2008; Contador et al., 2009; Kéfi et al., 2007).

Nonostante la pressante richiesta di informazioni spaziali e temporali relative alla LD, manca ancora una metodologia standardizzata per la sua valutazione a diverse scale. Le ragioni di tale situazione risiedono nel persistere di alcune divergenze sulla definizione di LD, nelle metodologie adottate per la mappatura del fenomeno e nella limitata disponibilità di dati di campo. Al contempo, l'affidabilità delle mappe esistenti è spesso oggetto di dibattito (Higginbottom e Symeonakis, 2014; Metternicht et al., 2010).



In una revisione delle principali metodologie impiegate per mappare i terreni esposti al rischio LD a livello globale, Gibbs e Salmon (2015) hanno identificato quattro categorie principali:

- I. pareri di esperti (Bot et al., 2000; Dregne, 1997; Oldeman e Van Lynden, 1998; Reed, 2005);
- II. modelli biofisici (biogeografici/topologici) (Cai et al., 2011; Steinkamp e Hickler, 2015; Stoorvogel et al., 2017);
- III. focus sulle aree abbandonate (Field et al., 2008);
- IV. stime della produttività primaria netta derivanti da osservazione satellitare (Abdi et al., 2019; Bai et al., 2008; Cherlet et al., 2018; Shi et al., 2017; Yengoh et al., 2015).

Ciascuna di queste fornisce una prospettiva sulle condizioni dei suoli, ma nessuna consente da sola di valutare la complessità del processo.

La raccolta del parere degli esperti è stata storicamente il primo approccio utilizzato per mappare e quantificare i terreni degradati e continua a rivestire un ruolo di rilievo nelle valutazioni nonostante la sua natura soggettiva e le incongruenze spesso riscontrate (Dregne, 1997; Oldeman, 1994; Oldeman et al., 1991).

La Global Assessment of Soil Degradation (GLASOD), commissionata dal Programma ambientale delle Nazioni Unite (United Nations Environment Program), è stata il primo tentativo di mappare il livello di degrado indotto dall'uomo in tutto il mondo (<https://www.isric.org/projects/global-assessment-human-induced-soil-degradation-glasod>, vedi Oldeman et al., 1991; Oldeman, 1994, e viene ancora utilizzata oggi (ad esempio,

Nijssen et al., 2012). Oldeman et al. (1991) hanno sviluppato un insieme di unità di mappature relativamente uniformi e all'interno di ciascuna unità di mappatura degli esperti hanno stimato la LD in termini di tipo estensione, grado, velocità e cause del degrado (approssimativamente dal 1945 al 1990). I dati GLASOD sono stati raccolti da oltre 290 collaboratori nazionali, moderati da 23 leader regionali. Nonostante le sue limitazioni (ad esempio, la dipendenza dagli esperti locali, valutazioni soggettive e qualitative, risoluzione spaziale grossolana delle unità di mappatura, etc.) GLASOD rimane l'unica fonte completa e globalmente consistente sulla LD ed è stata ampiamente utilizzata e interpretata (Bot et al., 2000; Crosson, 1997, 1995; Pimentel et al., 1995; Sonneveld e Dent, 2009).

La modellazione biofisica è stata ampiamente utilizzata per valutare la produttività vegetativa potenziale su scala globale (ad esempio, Fischer et al., 2002), mentre l'approccio biofisico alla valutazione della LD è relativamente recente. Gli approcci più comuni coinvolgono l'utilizzo di dataset globali che descrivono *pattern* climatici e tipologie di suolo per definire classi di produttività potenziale. Tali studi possono incorporare conoscenze empiriche e opinioni di esperti, utilizzando la modellazione per estendere queste informazioni in una stima globalmente consistente. Da altri studi è emerso che tali modelli biofisici possono essere uno strumento per individuare

e mappare la LD (Cai et al., 2011) combinando la previsione sulla idoneità del suolo alla coltivazione con l'osservazione della sua produttività attuale. L'estensione spaziale e temporale, così come il tipo di degrado considerato, dipendono dai dati di input utilizzati nel processo di modellizzazione. È importante sottolineare che l'accuratezza degli approcci basati su modelli è inevitabilmente condizionata dalla qualità dei dati utilizzati per la calibrazione, nonché dalla scelta del modello, il che può risultare particolarmente impegnativo quando si cerca di gestire in una modellazione globale condizioni che variano localmente (Gibbs e Salmon, 2015).

Dalla messa in orbita dei primi satelliti di osservazione della Terra negli anni '70, il telerilevamento satellitare ha offerto un'opportunità senza precedenti di osservare il pianeta dallo spazio. I dati telerilevati, che attualmente sfruttano piattaforme satellitari multiple, multi-sensori e multi-scala, coprono un'ampia gamma di bande elettromagnetiche che acquisiscono a differenti risoluzioni temporali, spaziali e spettrali, consentendo diverse applicazioni in svariati settori (Tab. 13.1).

Queste osservazioni consentono il monitoraggio dei processi della superficie terrestre passati, presenti e in *near-real time*. In particolare, i dati telerilevati acquisiti in passato consentono analisi retrospettive dello stato e dei cambiamenti del territorio a differenti scale spaziali, aderendo ai principi di ripetitività, oggettività e coerenza cruciali per il monitoraggio della LD. Sebbene vi siano ancora lacune di conoscenza da colmare (Ghazoul e Chazdon, 2017; Prince, 2016; Wessels et al., 2004; Wessels et al., 2007) e benché sia necessario confrontarli e integrarli, specie alla scala locale con le misure di campo, i dati telerilevati e i metodi che da essi discendono sono diventati prassi comune negli studi sulla LD fornendo indicazioni significative in termini di severità del fenomeno, evoluzione temporale ed estensione areale.

Queste osservazioni consentono il monitoraggio dei processi della superficie terrestre passati, presenti e in *near-real time*. In particolare, i dati telerilevati acquisiti in passato consentono analisi retrospettive dello stato e dei cambiamenti del territorio a differenti scale spaziali, aderendo ai principi di ripetitività, oggettività e coerenza cruciali per il monitoraggio della LD. Sebbene vi siano ancora lacune di conoscenza da colmare (Ghazoul e Chazdon, 2017; Prince, 2016; Wessels et al., 2004; Wessels et al., 2007) e benché sia necessario confrontarli e integrarli, specie alla scala locale con le misure di campo, i dati telerilevati e i metodi che da essi discendono sono diventati prassi comune negli studi sulla LD fornendo indicazioni significative in termini di severità del fenomeno, evoluzione temporale ed estensione areale.

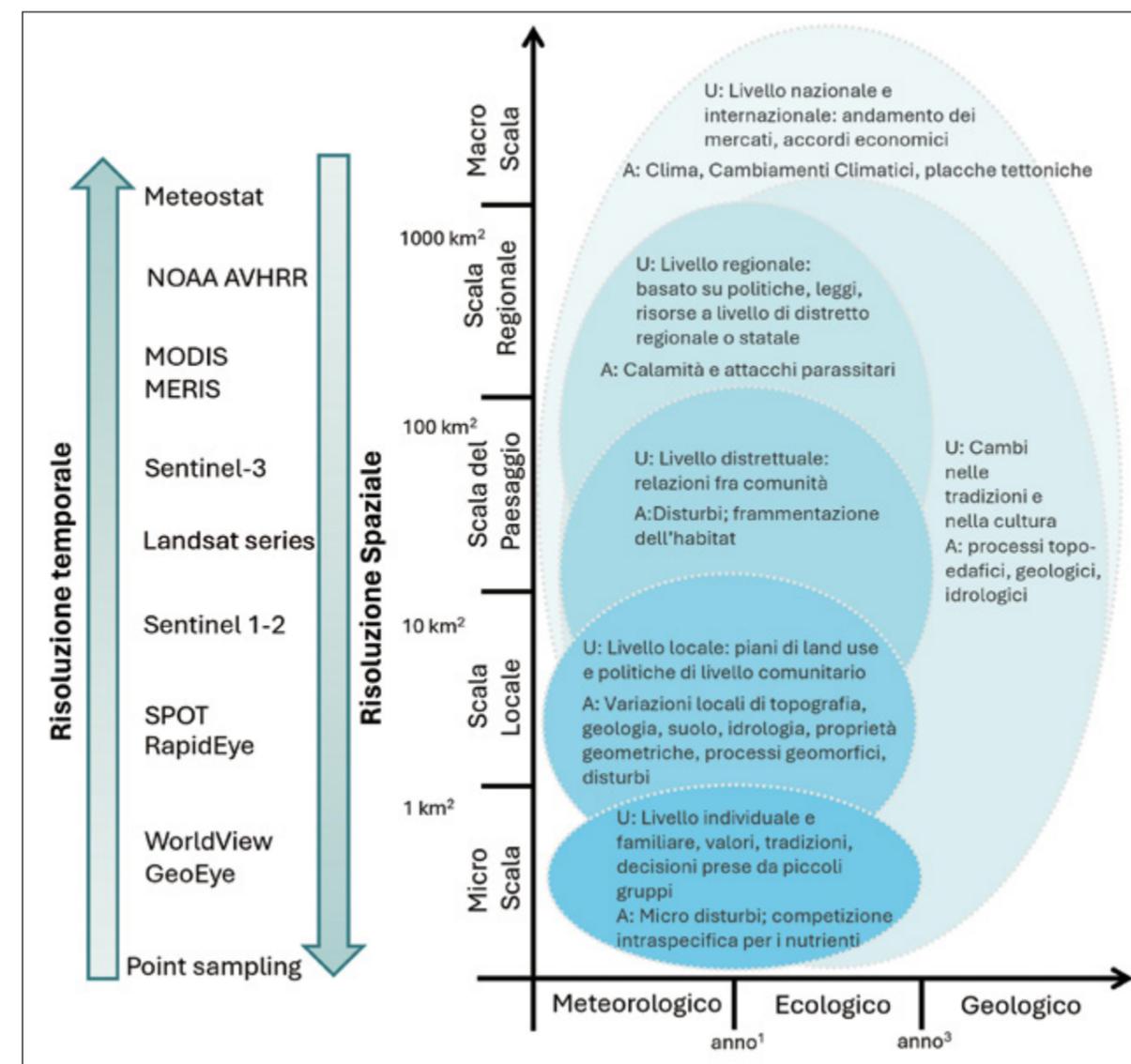
Tabella 13.1
Evoluzione di dati e metodi di telerilevamento adottati per il monitoraggio e l'assessment della LD (estratta da Dubovyk, 2017).

	1970-1980	1980-1990	1990-2000	2000-2024
Input data	Immagini aeree, multispettrali	Dati multispettrali e indici di vegetazione derivati, immagini aeree	Dati multispettrali e indici di vegetazione derivati o prodotti spettrali derivati (TCT, PCA, SMA), immagini aeree, parametri biofisici di vegetazione	Immagini UAV e da aereo, immagini multi- e iper-spettrali, analisi di serie temporali, indici di vegetazione e stima della produttività della vegetazione, parametri biofisici di vegetazione
Metodi	Interpretazione visiva di immagini aeree, fotogrammetria, mappatura manuale	Classificazioni, digitalizzazione manuale e/o automatica, fotogrammetria	Classificazioni, spectral transformation, change detection, analisi semi-quantitativa delle immagini, mapping manuale da esperti	Analisi di serie temporali, data fusion, modellazione LD, classificazioni, spectral transformation, change detection, mapping basato su metodo partecipativo
Sensori/piattaforma	Camere aeree CORONA, Landsat MSS	Landsat TM, SPOT, AVHRR	Landsat ETM/ETM+, SPOT, ASTER, AVHRR	Landsat OLI, SPOT, AVHRR, Aster, MODIS, MERIS, Sentinel, RapidEye, IKONOS, Quickbird, GeoEye, Hyperion, UAV
Risoluzioni	1-80 m, pancromatico e poche bande multispettrali	Da 1 m a 8 km, pancromatico, multi-spettrale e termico	Da 1 m a 8 km, aumento del numero di bande	Da 0.01 a 8 km, aumento del numero di bande, sensori iperspettrali

Infatti, rispetto ai dati acquisiti *in situ*, quelli telerilevati (ad accesso aperto, qualitativamente controllati e aggiornati) consentono analisi speditive anche su aree vaste (a scala globale, continentale e subcontinentale; Brandt et al., 2018; Dubovyk, 2017; Sedano et al., 2016) e di difficile accesso grazie alla visione sinottica delle zone esaminate, alla continuità nell'acquisizione e alla relativa economicità rispetto alle indagini *ground-based*, risultando particolarmente utili nei Paesi in via di sviluppo che, solitamente, dispongono di risorse limitate per programmi di gestione sostenibile del territorio (Bai e Dent, 2009; Gao e Liu, 2010; Sivakumar e Stefanski, 2007; Vlek et al., 2008).

Un uso sistematico delle immagini satellitari consente notevoli vantaggi sia per la possibilità di descrivere l'andamento dei processi di degrado nel tempo (in particolare per la vegetazione) ricorrendo a serie storiche di immagini, sia per la possibilità di investigare i fenomeni a diverse scale selezionando sensori con differente risoluzione spaziale: bassa per estrarre informazioni a livello transnazionale/nazionale (ad esempio, AVHRR), moderata per investigare alla scala regionale/sub-regionale (ad esempio, MODIS) e più elevata per esaminare i processi a livello di comprensorio/bacino o anche locale (ad esempio, Landsat, vedi Figura 13.1).

Figura 13.1
Schema comprendente la disponibilità di immagini provenienti da sensori con differenti risoluzioni spaziali e temporali e corrispondenti relazioni con le varie scale spaziali e temporali dei processi ambientali (A) e antropici (U) legati ai fenomeni di LD (modificato da Dubovyk, 2017). Le scale indicate non sono assolute. I processi menzionati a una specifica scala possono verificarsi anche in altre scale. Per ogni scala menzionata si possono identificare delle sotto-scale.



Tra i vari approcci elaborati per esaminare la LD con l'ausilio di dati satellitari, l'analisi della dinamica della copertura vegetale o dell'andamento dello stato di salute o della produttività della vegetazione è fra quelli più diffusamente utilizzati. Infatti, la copertura vegetale funge da indicatore delle risposte della vegetazione a fattori ambientali quali, ad esempio, le precipitazioni, la temperatura, il suolo e la topografia, oltre che a fattori legati alle attività antropiche. Collegare la dinamica della copertura vegetale a fattori climatici e antropogenici facilita una migliore comprensione dei cambiamenti nella copertura vegetale nonché degli effetti sugli ecosistemi degli stress naturali (ad esempio, siccità) e delle attività antropogeniche (Brown et al., 2010). Inoltre, alcuni cambiamenti nella copertura del suolo, intercettati agilmente da classificazioni diacroniche delle superfici investigate tramite uso di dati remoti, sono talvolta considerati fattori che favoriscono la LD (ad esempio, deforestazione, incendi o invasione di specie aliene).

Pertanto, lo studio basato sull'analisi della dinamica della copertura vegetale con sensori remoti a differenti scale fornisce informazioni cruciali (Walker et al., 2015) e l'analisi delle serie temporali di indici vegetazionali è il metodo più largamente utilizzato a tale scopo.

Il parametro più estesamente utilizzato per lo studio della LD è il Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), proxy dell'attività fotosintetica e pertanto utilissimo per identificare i trend dello stato di salute della vegetazione. Inoltre, è stato dimostrato che esso è correlato a variabili biofisiche quali l'indice di area fogliare (Leaf Area Index - LAI) (Myneni et al., 1997), la frazione di radiazione fotosinteticamente attiva assorbita dalla vegetazione (Fraction of Absorbed Photosynthetically Active Radiation - FAPAR) (Asrar et al., 1984) e, soprattutto, la produttività

primaria netta (Net Primary Productivity - NPP) (Alexandrov e Oikawa, 1997; Andela et al., 2013; Higginbottom e Symeonakis, 2014; Rasmussen, 1998) che stimano la produttività della vegetazione e i flussi terra/atmosfera (Hall et al., 2011). Tali indicatori si sono mostrati utili per descrivere lo stato di degrado della vegetazione, l'erosione del suolo e altri parametri impiegati nell'analisi e nel monitoraggio della LD; alcuni di questi indicatori fanno parte dei servizi Copernicus (<https://land.copernicus.eu/en/products/vegetation>).

Un'altra variabile importante nello studio della LD è l'umidità del suolo (*soil moisture*). Infatti, livelli inadeguati di umidità del suolo possono causare disturbi agli ecosistemi terrestri, compromettendone la biodiversità e/o la produttività contribuendo alla spirale negativa che culmina con l'innescarsi dei processi di LD. Questo avviene perché l'umidità del suolo influisce direttamente sui nutrienti, la temperatura e la dinamica di aerazione del terreno, fattori che possono a loro volta scatenare fenomeni come l'evaporazione e l'erosione del suolo.

I prodotti derivati da dati satellitari sono una risorsa preziosa per la stima dell'umidità del suolo. In questo contesto, si prediligono i sensori a microonde rispetto a quelli ottici perché, nonostante possano essere influenzati da fattori come la rugosità del terreno e la presenza di vegetazione, sono in grado di operare in qualsiasi condizione meteorologica. Risulta cruciale, ad esempio, la stima dell'umidità del suolo a larga scala attraverso dati telerilevati, specialmente quelli provenienti da sensori SAR (Synthetic Aperture Radar). Per la stima accurata del parametro sono stati applicati con successo svariati metodi, inclusi quelli basati su algoritmi di Intelligenza Artificiale e tecniche di fusione di dati derivati da differenti sensori o di dati acquisiti da remoto con dati *in situ* (Brocca et al., 2024; Chen et al., 2021).



Il monitoraggio della vulnerabilità climatica dei seminativi nell'area della Piana di Metaponto, Basilicata

La Piana di Metaponto è un distretto agricolo specializzato molto rinomato. L'area non è immune da fenomeni di degrado della qualità dei suoli, quali la salinizzazione, dovuti a un'impropria gestione delle acque di falda e arretramento della linea di costa. La Piana ricade nell'ecoregione dell'Italia mediterranea in cui i periodi più aridi sono contestuali con i periodi più caldi dell'anno.

Dati meteo-climatici e il Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), proxy dell'attività fotosintetica stimata da satellite, sono stati utilizzati per monitorare la vulnerabilità alla LD e al cambiamento climatico dell'area di studio. L'analisi riguarda l'anno fenologico 2019-2020 inquadrato nel più ampio contesto del ventennio 2000-2020 ed è stata focalizzata sulle aree a seminativo (individuate utilizzando il Copernicus Coastal Zones 2018). La scelta dei seminativi come *land cover* per questo studio è legata alla loro esposizione all'erosione dovuta al lungo periodo in cui i suoli rimangono nudi successivamente alla mietitura, nella stagione

più asciutta e calda. Le aree critiche identificate sono quelle che mostrano attività fotosintetica bassa in tutto il periodo vegetativo ovvero valori di NDVI bassi rispetto alla statistica dei seminativi nell'area. La classificazione delle aree critiche in base al grado di aridità del clima locale, ottenuto utilizzando i dati della locale rete agrometeorologica, aggiunge un'informazione fondamentale sulla capacità potenziale delle terre di affrontare il periodo più caldo e siccitoso dell'anno. La Figura 13.2c mostra che nella zona umida la percentuale di seminativi critici è minore del 2% e aumenta drasticamente quando si passa nei climi sub-umido, mediterraneo e semi arido suggerendo l'esistenza di un legame diretto tra criticità e scarsità di piogge.

L'uso di indicatori basati sull'andamento multitemporale dell'NDVI, come proxy dello stress idrico delle colture, consente di evidenziare le zone critiche in cui la produttività è bassa e rappresenta una procedura di monitoraggio che tiene conto contestualmente della siccità agronomica e del rischio LD.

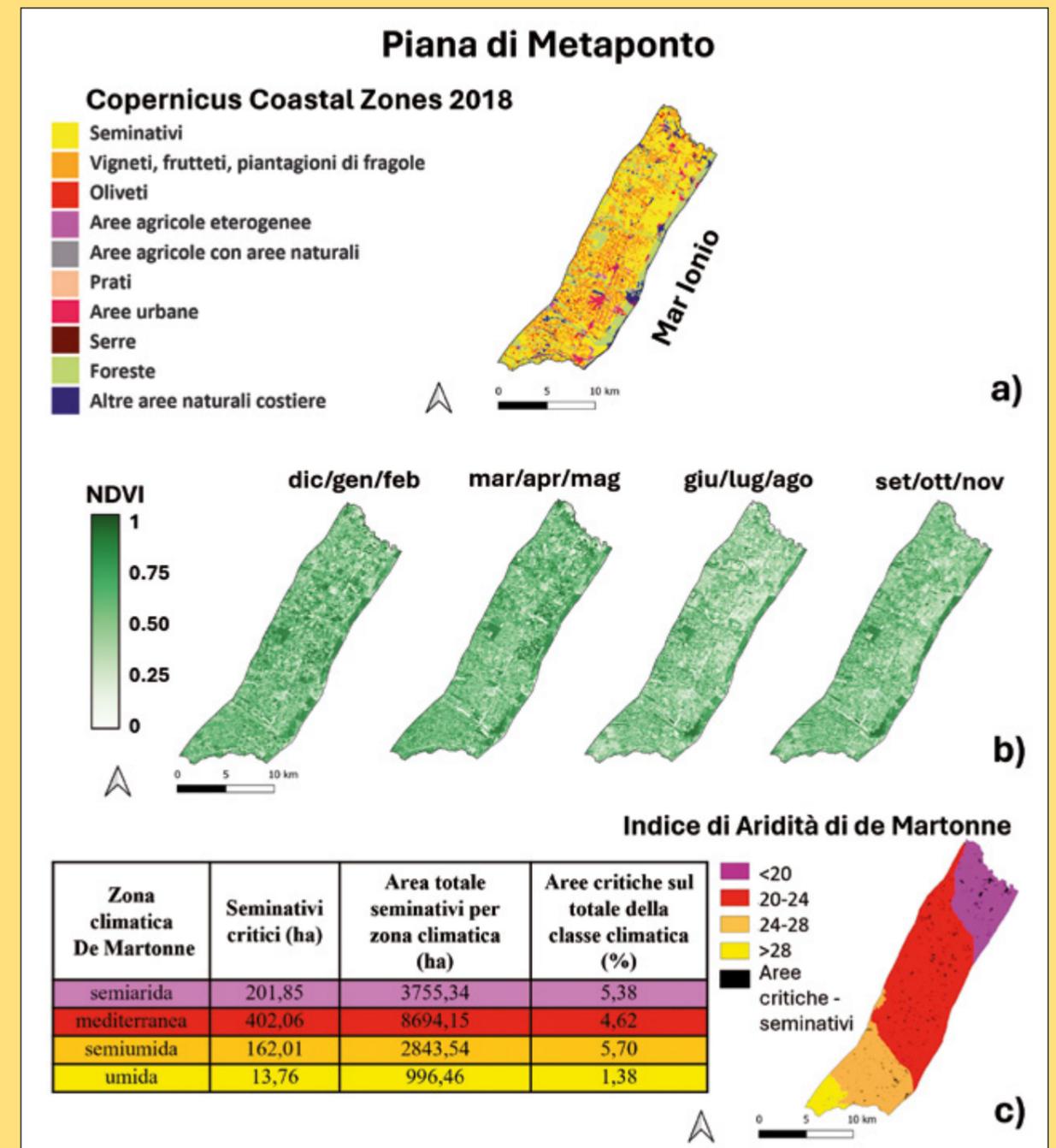
Figura 13.2

Piana di Metaponto.

(a) mappa della copertura vegetale secondo il prodotto Copernicus Coastal Zones 2018, aggregato in dieci macro-classi;

(b) Mappe dei valori medi stagionali di NDVI nel periodo dicembre 2019 – novembre 2020;

(c) Mappa dei valori stimati dell'Indice di Aridità di De Martonne e sovrapposti i pixel anomali (in nero) con la statistica delle aree critiche per zona climatica.



Calcolo dell'Indicatore SDG 15.3.1 "Proportion of land that is degraded over total land area" mediante integrazione di sotto-indicatori estratti da dati satellitari per la stima della LD

Nel contesto degli indicatori basati su tecniche di *remote sensing*, riveste un ruolo cruciale quello concepito nell'ambito dei Sustainable Development Goals per raggiungere l'obiettivo della Land Degradation Neutrality (LDN nel 2030). Infatti, nel 2015, i partecipanti all'UNCCD - United Nations Convention to Combat Desertification, sono stati invitati a formulare 19 obiettivi volontari per raggiungere questo ambizioso traguardo, in base alle specifiche condizioni nazionali e alle priorità di sviluppo (<https://www.unccd.int/land-and-life/land-degradation-neutrality/ldn-principles>). Tra questi 19 obiettivi figura il monitoraggio in quanto fornisce opportunità per lo sviluppo delle capacità (*capacity building*), il supporto su cui basare le decisioni, gli interventi attuati e il concetto di conseguimento della LDN, e le conoscenze per informare la gestione adattativa.

Secondo le linee guida della UNCCD (Sims et al., 2021), la stima quantitativa della LD si basa sull'indicatore dell'obiettivo di sviluppo sostenibile SDG 15.3.1 "Proportion of land that is degraded over total land area" (Agenda 2030 dell'ONU, <https://unric.org/it/agenda-2030/>).

L'indicatore binario SDG 15.3.1 fornisce informazioni sullo stato di degrado nella forma "degradato/non degradato" e integra tre sotto-indicatori: 1) Trend nella Land Cover (LC), 2) Trend nella Produttività Primaria (PP), 3) Trend nello Stock di Carbonio Organico del suolo (SOC), in un intervallo di tempo assegnato. Tali sotto-indicatori sono integrati secondo il principio "One out, All out" (10AO) proposto nelle linee guida della UNCCD in base al quale:

- finché uno dei sotto-indicatori ha un valore di "degrado", il risultato sarà *degrado*;
- nel caso in cui i sotto-indicatori abbiano solo valori di "miglioramento" o "stabilità", i risultati saranno di *miglioramento*, come riportato in Figura 13.3;
- per il calcolo dell'indicatore SDG 15.3.1 in termini percentuali si stima la porzione totale di territorio degradato rispetto all'area totale, secondo la seguente formula (Sims et al., 2021):

$$P_n = \frac{A(Degradata)_n}{A(Totale)}$$

dove P_n è la porzione di territorio degradato al tempo t_n a partire dal tempo iniziale t_0 ;

$A(Degradata)_n$ è l'area totale degradata al tempo t_n calcolata come:

$$A(Degradata)_n = A(Degrado\ recente)_n + A(Degrado\ persistente)_n - A(Miglioramento)_n$$

$$\frac{A(Degradata)_n}{A(Totale)}$$

$A(Totale)$ è l'area totale considerata.

In particolare, il termine $A(Degrado\ persistente)$ implica l'analisi di un periodo precedente a quello considerato in cui era iniziato il processo di degrado protrattosi nel tempo senza peggioramenti ulteriori.

Ciascun sotto-indicatore è valutato separatamente dagli altri due: il miglioramento di uno dei tre non va a compensare le perdite degli altri. È sufficiente che uno solo dei tre sotto-indicatori mostri un cambiamento in negativo che la Land Degradation Neutrality non può dirsi conseguita anche se gli altri cambiamenti sono in positivo. La metodologia dettagliata è riportata in Figura 13.4.

Figura 13.3
Valori possibili dei 3 sotto-indicatori da aggregare per il calcolo dell'indicatore SDG 15.3.1. (<https://docs.trends.earth/en/latest/for-users/features/landdegradation.html#combining-indicators>).

Land Productivity	Land Cover	SOC	SDG 15.3.1
Improving	Improving	Improving	Improving
Improving	Improving	Stable	Improving
Improving	Improving	Declining	Declining
Improving	Stable	Improving	Improving
Improving	Stable	Stable	Improving
Improving	Stable	Declining	Declining
Improving	Declining	Improving	Declining
Improving	Declining	Stable	Declining
Improving	Declining	Declining	Declining
Stable	Improving	Improving	Improving
Stable	Improving	Stable	Improving
Stable	Improving	Declining	Declining
Stable	Stable	Improving	Improving
Stable	Stable	Stable	Stable
Stable	Stable	Declining	Declining
Stable	Declining	Improving	Declining
Stable	Declining	Stable	Declining
Stable	Declining	Declining	Declining
Declining	Improving	Improving	Declining
Declining	Improving	Stable	Declining
Declining	Improving	Declining	Declining
Declining	Stable	Improving	Declining
Declining	Stable	Stable	Declining
Declining	Stable	Declining	Declining
Declining	Declining	Improving	Declining
Declining	Declining	Stable	Declining
Declining	Declining	Declining	Declining

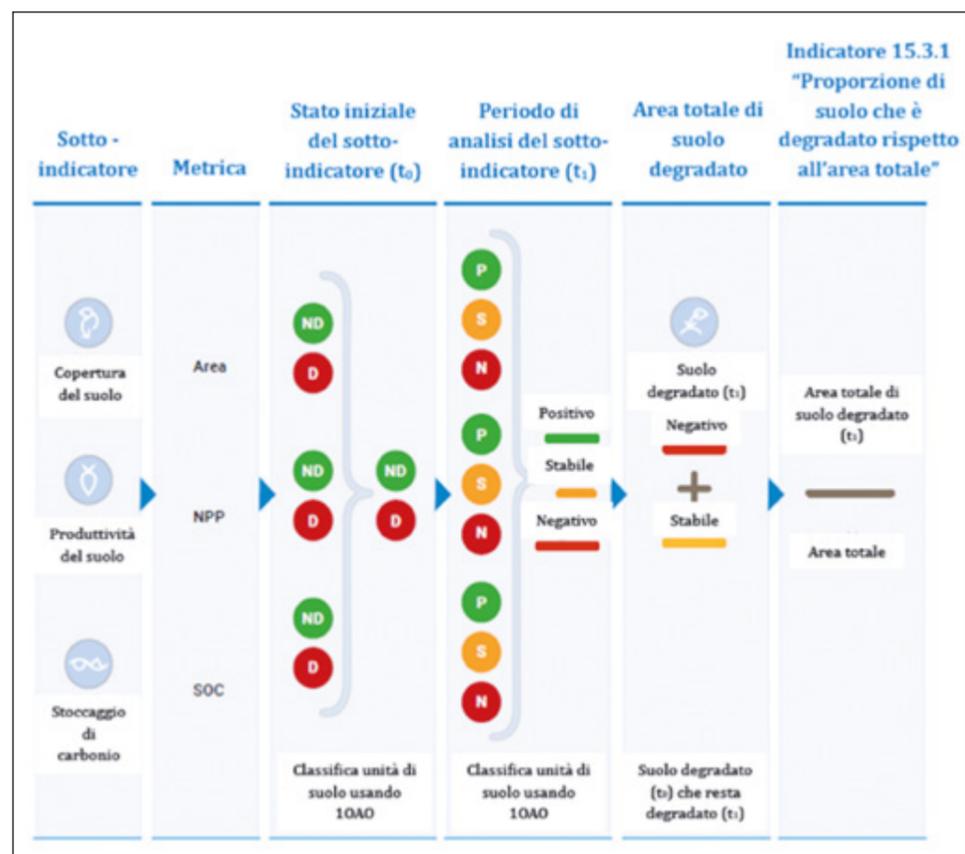


Figura 13.4
Metodologia per il calcolo dell'indicatore SDG 15.3.1. (Estratto da Sims et al., 2021).

Al momento la versione 2.0 delle linee guida UNCCD, rilasciata ufficialmente a fine settembre 2021, rappresenta il documento più aggiornato per il calcolo dell'indicatore SDG 15.3.1. Recentemente si sta facendo strada l'idea di integrare, soprattutto per fornire informazioni quanto più affidabili e utili ai decisori locali, ulteriori sotto-indicatori, prodotti a scala locale, che consentano di caratterizzare pressioni e minacce che sono causa di degrado in un determinato territorio (<https://www.newlife4drylands.eu/>).

Ad esempio, per territori affetti da fenomeni di siccità si potrebbero introdurre

sotto-indicatori relativi alla salinità dei suoli o al grado di severità degli incendi.

Le relative modalità di integrazione che possano prevedere l'attuale principio 10AO, l'introduzione di opportune soglie, la stima di "convergenza di evidenza" o l'applicazione di approcci *fuzzy* sono a tutt'oggi oggetto di studio.

Per il calcolo dell'indicatore SDG 15.3.1 è disponibile il plug-in in ambiente open source QGIS "Trends.Earth" (<https://plugins.qgis.org/plugins/LDMP/>) che consente di accedere a database gratuiti disponibili a scala globale seguendo il principio 10AO.

Mappatura dei terreni agricoli abbandonati

Un metodo aggiuntivo per individuare i terreni degradati consiste nell'identificare le aree che in passato erano destinate alla coltivazione, ma che successivamente sono state abbandonate a causa della riduzione della produttività, per l'impatto dei cambiamenti climatici (persistenti siccità, ondate di calore) o per ragioni socio-economiche. La ricognizione di tali terreni offre il vantaggio di catturare un periodo temporale più ampio rispetto all'approccio basato sull'opinione degli esperti, consentendo al contempo di quantificare le condizioni attuali anziché stimare i potenziali rischi. Questo approccio si basa su un fondamento empirico, utilizzando i dettagli dei dati censuari agricoli in combinazione con la coerenza globale offerta dalla mappatura satellitare.

I progressi recenti nella tecnologia satellitare hanno consentito lo sviluppo di nuovi dataset su scala globale sulla copertura del suolo agricolo, ottenuti integrando mappe della copertura del suolo derivate da dati remoti con dati di censimento agricolo a livello del suolo (Cardille et al., 2002; Goldewijk, 2001; Ramankutty e Foley, 1999). Diversi studi privilegiano questo indirizzo, quali, ad esempio, i lavori di Ramankutty e Foley (1999) che hanno aperto la strada allo sviluppo di una tecnica statistica di *data fusion* per unire le statistiche agricole nazionali e subnazionali con le mappe di copertura del suolo al fine di creare mappe globali

dei terreni coltivati nei primi anni '90 e dei loro cambiamenti storici dal 1700. Un altro esempio di database prodotto utilizzando dati satellitari e censuari da annoverare è l'History Database of Global Environment 3.0 (HYDE) impiegato per valutare l'areale di terreni precedentemente coltivati ed attualmente in stato di abbandono (Goldewijk et al., 2007; Goldewijk, 2001).

L'analisi attraverso il satellite Landsat condotta dall'Organizzazione delle Nazioni Unite per l'Alimentazione e l'Agricoltura (FAO) nella zona pan-tropicale può fornire ulteriori informazioni sull'abbandono agricolo nelle ultime decadi. La FAO ha utilizzato un sondaggio statistico utilizzando immagini ad alta risoluzione Landsat (30 m) in 117 posizioni campione in tutta l'area dei tropici.

I risultati di questi studi non sono direttamente confrontabili a causa delle differenze nei domini geografici, nei periodi temporali e nei tipi di terreni agricoli considerati. Tuttavia, è importante notare che l'entità dei cambiamenti riportati è relativamente simile, suggerendo un certo grado di conferma (Gibbs e Salmon, 2015). Un limite significativo di questo approccio è che esclude forme di degrado che non rientrino nella casistica dell'abbandono agricolo; pertanto, i relativi numeri prodotti dovrebbero essere considerati stime estremamente conservative della LD.

I modelli per la stima della vulnerabilità alla LD (intesa come predisposizione al degrado e non necessariamente come un processo conclamato) sono realizzati per valutare l'impatto che i vari processi di degrado antropogenici e/o naturali producono sulle aree di interesse. Ciò che principalmente è possibile ottenere da un modello di vulnerabilità alla LD è l'individuazione e l'estensione delle aree affette, provvedendo anche a discriminare il differente livello di vulnerabilità.

A livello europeo già dal 1989, la Comunità europea aveva avviato un ampio numero di progetti di ricerca internazionali nel campo della LD e della gestione delle risorse idriche nel Sud Europa. Nell'ambito di alcuni di questi progetti nazionali e internazionali sono stati elaborati diversi modelli per la stima della vulnerabilità alla LD nel bacino del Mediterraneo.

ma a livello mondiale è l'ESA (Environmentally Sensitive Areas) messa a punto nell'ambito del progetto MEDALUS (Mediterranean Desertification And Land Use - DGXII, Ambiente) (1991-1999). Tale metodologia (Kosmas et al., 1999) ha come fine l'identificazione di aree sensibili alla desertificazione da un punto di vista ambientale attraverso la combinazione di indici relativi a clima, suolo, vegetazione e *land management*, ciascuno dei quali composto da diversi indicatori che rappresentano specifici driver di degrado. La metodologia permette di ottenere un indice sintetico finale ESAI (Environmental Sensitive Areas Index) ai cui valori corrispondono diversi gradi di severità dei fenomeni di degrado.

Le quattro macro-variabili (clima, suolo, vegetazione e *land management*) servono per quantificare il grado di vulnerabilità (da 1, poco vulnerabile a 2, molto vulnerabile) attraverso l'indice (Salvati et al., 2016). Vengono identificate otto classi di vulnerabilità che possono essere opzio-

nalmente incluse in quattro macro-categorie: non affette (NA), potenzialmente affette (PA), fragili (F) e critiche (C) con un crescente gradiente di vulnerabilità (vedi Tabella 13.2).

La metodologia ESA può essere considerata un efficiente sistema di *early warning* per la LD poiché non è focalizzata esclusivamente su un singolo processo (erosione, compattazione, salinizzazione, etc.) ma tiene conto dell'impatto sinergico di diversi fattori che possono causare fenomeni di degrado (Salvati e Bajocco, 2011).

Nella struttura ESA sono presenti sia indicatori, la cui funzione si esplica nel sintetizzare e comunicare in maniera chiara e univoca le informazioni più importanti

per la stima di un processo/fenomeno, sia indici, ossia aggregazioni di indicatori usati per avere una sintesi ulteriore dell'informazione più facilmente e rapidamente interpretabile da parte dei decisori. Il principale problema degli indicatori è quello di coniugare un'adeguata rappresentatività del fenomeno da osservare con una relativa semplicità sia per quanto riguarda l'intelligibilità dell'indicatore che il modo di calcolarlo. Nell'ambito dell'elaborazione degli indicatori di LD spesso ci si imbatte nella difficoltà di reperire dati idonei o affidabili; pertanto, si può ricorrere ai cosiddetti *proxy data*, cioè dati che sono comunque relazionabili al fenomeno indagato con un accettabile livello di approssimazione ma che risultano più facili da ottenere.

Tabella 13.2

Caratterizzazione delle otto classi in cui è possibile segmentare l'ESAI.

Tra le varie metodologie, quella che è diventata uno standard di riferimento non soltanto per il bacino del Mediterraneo

Classe ESAI	Punteggio ESAI	Classe di Vulnerabilità	Descrizione
NA	<1.17	Non Affette	Aree non minacciate.
PA	1.17-1.22	Potenzialmente Affette	Aree a bassa vulnerabilità vengono considerate a rischio solo nel caso di un grave peggioramento delle condizioni climatiche e di gestione del territorio.
F1 F2 F3	1.23-1.26 1.27-1.32 1.33-1.37	Fragili	Aree di media vulnerabilità in cui qualsiasi cambiamento che modifica l'equilibrio tra attività naturali e antropiche (ad esempio, cambiamenti climatici, occorrenza di disastri naturali, cambiamenti nell'uso/copertura del suolo) può innescare fenomeni di degrado del suolo.
C1 C2 C3	1.38-1.41 1.42-1.53 >1.53	Critiche	Aree degradate (ad esempio, zone scarsamente vegetate caratterizzate da processi erosivi) che minacciano anche le terre circostanti.



Regime pregresso e stato attuale

La determinazione dell'estensione e della gravità dei processi di LD a livello mondiale, come già accennato, costituisce una questione ancora avvolta nell'incertezza (*Millennium Ecosystem Assessment* - MEA, 2005) con significative differenze fra le diverse stime realizzate. Ciò deriva in larga parte dalle ambiguità semantiche della locuzione LD e quindi dai risultati talvolta controversi forniti dagli indicatori selezionati per mapparne l'estensione e discriminare il grado di severità. A questo si aggiunge la pleora di metodologie utilizzate e la mancanza di dati per talune aree (Yang e Conacher, 2009) e, non ultimo, la diversa consistenza e affidabilità dei dati utilizzati. In particolare, questa diversità metodologica ha anche contribuito ad alimentare un dibattito scientifico polarizzato, in cui gli scienziati sociali (economisti, sociologi, antropologi) hanno stigmatizzato una certa enfasi da parte degli scienziati delle cosiddette *hard sciences* (fisici, ingegneri, etc.) nel ritenere quella della LD una tematica di respiro globale (Lukas, 2014). Dunque, l'elusività del concetto, in combinazione con le difficoltà di misurare e monitorare la LD a scala globale/regionale mediante estrapolazione e aggregazione di studi empirici a scala locale, ha contribuito a creare opinioni contrastanti. Più recentemente, i punti di vista polarizzati si sono riconciliati sotto l'ombrello della cosiddetta *Land Change Science*, che è emersa come un campo interdisciplinare volto a esaminare le dinamiche della copertura/uso del suolo come sistema accoppiato uomo-ambiente (Turner et al., 2007).

In ogni caso, ciò che appare immediatamente evidente visionando le mappe globali dell'estensione delle aree potenzialmente degradate (vedi per completezza Gibbs e Salmon, 2015) è la trasversalità geografica (tutti i continenti sono coinvolti) e socio-economica del fenomeno (accanto a Paesi in via di sviluppo appartenenti al continente africano, asiatico e all'America Latina, troviamo anche gli USA, l'Europa centro-mediterranea e l'Australia che appartengono alle società economicamente avanzate, vedi Figura 13.4) e l'estrema mutevolezza con cui si presentano i processi di LD. Questi si possono presentare attraverso un'articolata tavolozza fenomenologica che può essere grossolanamente compendiate in tre macro-classi: fenomeni di degradazione fisica (erosione, compattazione, sigillamento dei suoli, etc.), chimica (salinizzazione, contaminazione, eutrofizzazione, etc.) e biologica (perdita di biodiversità; perdita di carbonio organico) o una combinazione di queste tipologie (de Jong e Epema, 2003).

In sintesi, non esistono mappe universalmente accettate della localizzazione, dell'estensione e della gravità del degrado a livello globale. Le stime *proxy* (basate sul telerilevamento) della dinamica della vegetazione forniscono un'importante fonte di informazioni, ma l'attribuzione dei cambiamenti osservati nella produttività della vegetazione ha diverse possibili cause (cambiamenti climatici, attività antropiche, etc.) resta problematica (Bai et al., 2015). Tuttavia, i diversi tentativi di mappare l'entità del degrado globale del territorio utilizzando *proxy* ricavati da dati remoti



mostrano una certa convergenza e suggeriscono che circa un quarto della superficie terrestre non coperta dai ghiacci è soggetta a una qualche forma di LD che colpisce una popolazione compresa tra 1.33 e 3.2 miliardi di persone (Barbier e Hochard, 2018; Le et al., 2016). L'analisi del database HYDE (cfr. paragrafo 13.2.4) condotta da (Campbell et al., 2008) ha rilevato che, negli ultimi tre secoli, sono stati abbandonati 269 milioni di ettari di terreno coltivato e 479 milioni di ettari di pascoli. Tuttavia, dopo aver considerato la riforestazione e l'urbanizzazione, l'area totale di terreno agricolo abbandonato variava da 385 a 472 milioni di ettari. Analogamente, l'analisi già citata Landsat pan-tropicale della FAO ha indicato che, in tutto il tropico, 77 milioni di ettari di terreni coltivati e pascoli sono stati abbandonati temporaneamente o permanentemente durante gli anni '90 del secolo scorso (FAO, 2001; Gibbs et al., 2010).

Per quanto riguarda l'Italia, la sua dimensione "anfibia" di stato economicamente avanzato, caratterizzato da importanti processi di urbanizzazione ma altresì attraversato da endemiche fragilità legate alla presenza di suoli sottili, di forti oscillazioni plano-altimetriche e di zone con clima semi-arido, ne fanno un perfetto caso pilota per testare procedure volte a quantificare le aree esposte al rischio LD. I

trend disponibili sono pochi e validi ovviamente solo per i periodi più recenti, contestualmente alla diffusione e al sempre maggior utilizzo di dati remoti e di mappature in generale.

Tra le metodologie che consentono, a differenza di quanto rilevato a livello mondiale, una profondità diacronica di analisi (1960-2010) e una comparabilità in termini di indicatori usati, vi è certamente il già citato modello ESA (Environmentally Sensitive Areas, Imbrenda et al., 2022; Kosmas et al., 1999; Salvati e Bajocco, 2011) mirato a stimare il livello complessivo di vulnerabilità alla LD.

Se si guarda all'andamento di questo indice nel tempo (i dati vanno dal 1960 al 2010), si può notare come si consolidino alcuni *hot-spot* di degrado che interessano soprattutto la Pianura Padana, vaste zone insulari, la costa adriatica e una fascia piano-collinare a cavaliere tra Puglia e Basilicata caratterizzata da una forte propensione alla monocoltura (Fig. 13.6). Benché per lo più rientranti nelle classi di vulnerabilità meno elevate, anche le zone montane (alpine e appenniniche) cominciano parzialmente a mostrare nel corso del tempo aree isolate caratterizzate da alta vulnerabilità, anche in forza dei cambiamenti nei regimi di pioggia e temperatura (Lanfredi et al., 2020).

Figura 13.5
Mappatura globale delle aree affette da differenti processi di LD e relativo gradiente di severità riferita al periodo 1988-1991 (progetto GLASOD vedi Oldeman et al., 1991).

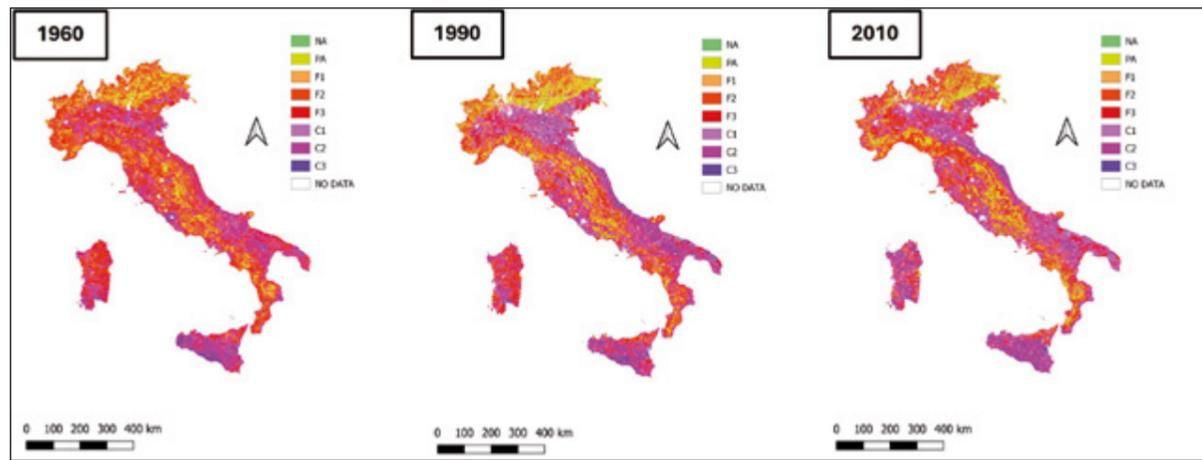


Figura 13.6
Mappatura delle aree vulnerabili alla LD tramite ESAI per la finestra temporale 1960-2010.

Guardando alle transizioni, la Tabella 13.3 riporta una dettagliata contabilità della vulnerabilità dopo la classificazione dell'Italia in otto categorie di vulnerabilità con successivi accorpamenti per semplificare la lettura (Pace et al., 2023). Le aree non vulnerabili (Non Affette e Parzialmente Affette, NA+PA) si espandono nel tempo (dal 5% a circa il 9.5% del paesaggio totale); le trasformazioni principali, tuttavia, riguardano la diminuzione delle aree fragili, che occupavano quasi i due terzi dell'intero territorio italiano nel 1960 e si sono ridotte a meno della metà della superficie nazionale nei periodi successivi (1990 e 2010). Per converso, sono le aree critiche, cioè quelle potenzialmente più esposte ai processi di degrado, a delineare una crescita preoccupante (dal 30% circa del 1960 a oltre il 43% nel 2010).

Esistono anche stime più recenti legate alla partecipazione dell'Italia (unico Paese economicamente avanzato) al programma pilota di valutazione lanciato dall'UNCCD

che consta nell'impegno di 120 Paesi a perseguire gli obiettivi della LD Neutrality stabiliti dall'UNCCD (LDN, Cowie et al., 2018).

In particolare, le linee guida delle Nazioni Unite per l'indicatore SDG 15.3.1 (vedi paragrafo precedente illustrante la metodologia) raccomandano l'utilizzo di fonti di dati ufficiali nazionali comparabili e standardizzate. L'UNCCD suggerisce l'integrazione dei tre indicatori base (Trend nella Land Cover, Trend nella Produttività Primaria e Trend nello Stock di Carbonio Organico del suolo) con altri indicatori nazionali (o subnazionali) pertinenti, anche se questa integrazione non è obbligatoria. Ciò potrebbe contribuire a ottenere una visione più accurata dello stato attuale e dei progressi compiuti verso la LD Neutrality.

Con riferimento all'Italia, il rapporto periodico sull'attuazione della UNCCD (PRAIS4) fornisce importanti dati sullo stato del suolo. Proprio attraverso l'indicatore SDG 15.3.1 (vedi Figura 13.7), uti-

Classi di Vulnerabilità (%)	2010	1990	1960
NA+PA	9.5	9.0	5.0
Fragili	47.4	48.3	64.4
Critiche	43.1	42.7	30.6

Tabella 13.3
Suddivisione delle classi di vulnerabilità alla LD in Italia per il 1960, 1990 e il 2010.

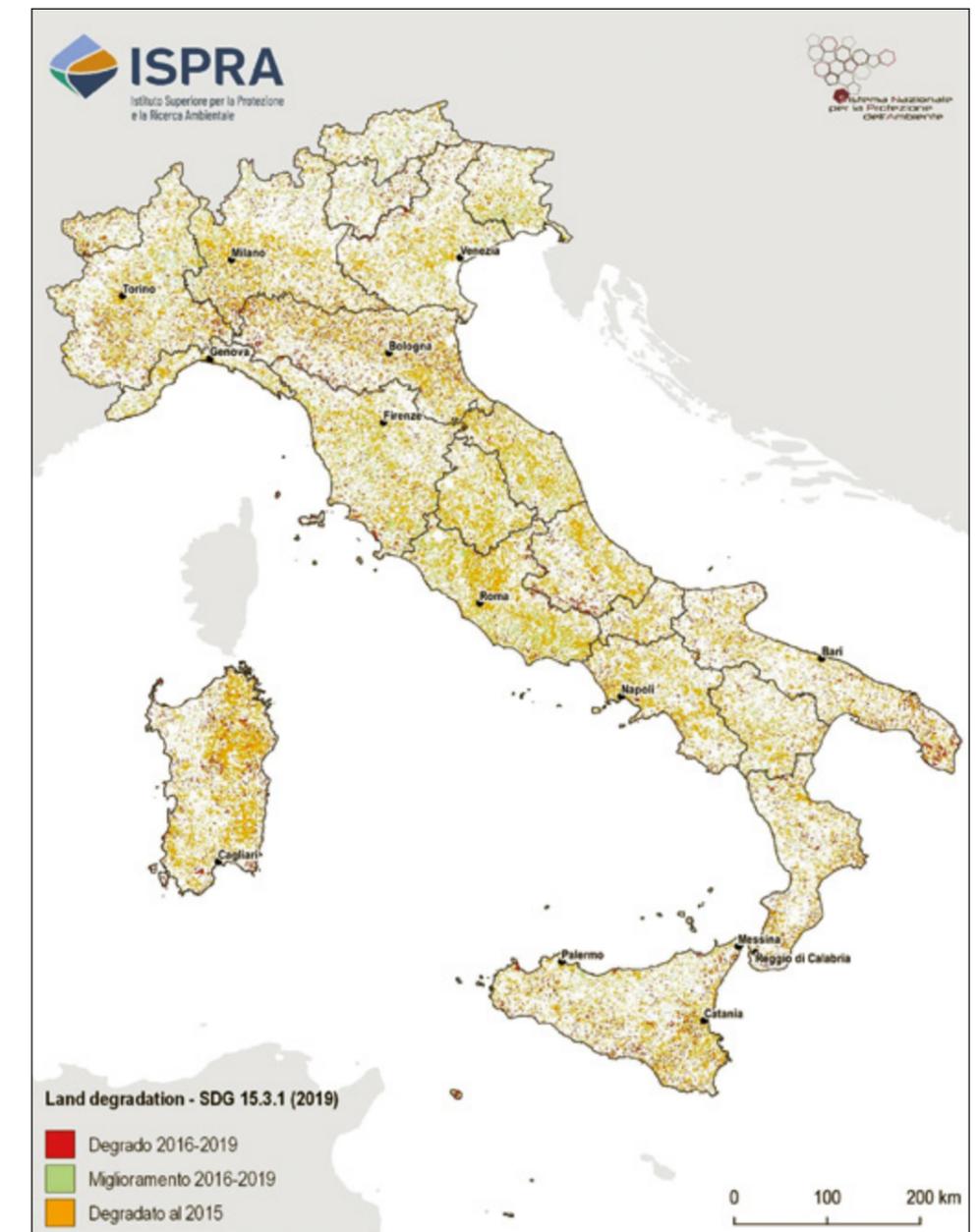
13.3

lizzato per valutare i trend nei processi di LD, risulta che oltre il 17% del territorio italiano è soggetto a processi di degrado nel periodo 2000-2019, adottando come periodo di *baseline* la finestra temporale 2000-2015 e come periodo di *reporting* il triennio successivo (2016-2019). Inoltre, il 20% del territorio nazionale è colpito dalla siccità, con circa il 15% della popolazione italiana esposta ai suoi effetti negativi. Il rapporto annuale del Sistema nazionale di protezione ambientale (Munafò et al.,

2023) fornisce ulteriori dettagli, consentendo un'analisi a livello regionale.

Inaspettatamente, le regioni con le percentuali più elevate di territorio degradato nel 2019 sono il Lazio (oltre il 35%) e l'Umbria (quasi 34%), che non rientrano tipicamente in quelle localizzate nell'Italia Meridionale e insulare che sono ritenute a maggior rischio di degrado. Ovviamente, questa statistica rappresenta efficacemente le zone che mostrano i trend peg-

Figura 13.7
Indicatore 15.3.1 computato adottando come periodo di *baseline* la finestra temporale 2000-2015 e come periodo di *reporting* il triennio successivo (2016-2019) (da Munafò et al., 2023).



Regione	Stabile (ha)	Degradato (ha)	Migliorato (ha)	Stabile (%)	Degradato (%)	Migliorato (%)	SDG 15.3.1 (%)
Piemonte	1 793 724	517 688	117 999	7.3	20.6	4.7	15.9
Valle d'Aosta	266 866	24 260	11 160	82.6	7.5	3.5	4.1
Lombardia	1 552 157	469 207	133 302	65.7	19.8	5.6	14.2
Liguria	388 000	115 993	12 984	72.3	21.6	2.4	19.2
Friuli Venezia Giulia	585 588	100 081	45 893	74.7	12.8	5.9	6.9
Trentino-Alto Adige	1 152.037	87 021	67 125	85.5	6.5	5.0	1.5
Emilia- Romagna	1 448 202	581 009	126 495	65.0	26.1	5.7	20.4
Veneto	1 167 662	284 291	186 412	64.3	15.7	10.3	5.4
Umbria	525 237	283 050	8 965	62.8	33.8	1.1	32.7
Marche	620 280	276 090	14 659	67.2	29.9	1.6	28.3
Toscana	1 614 514	537 991	76 094	70.9	23.6	3.3	20.3
Lazio	1 019 360	602 448	25 904	59.9	35.4	1.5	33.9
Basilicata	785 962	175 133	20 424	79.5	17.7	2.1	15.6
Molise	315 913	114 258	8 619	71.9	26.0	2.0	24.0
Abruzzo	753 436	293 920	14 998	70.5	27.5	1.4	26.1
Calabria	1 174 528	198 277	94 191	78.7	13.3	6.3	7.0
Puglia	1 516 125	255 637	55 582	79.1	13.3	2.9	10.4
Campania	909 751	334 769	32 831	67.6	24.9	2.4	22.4
Sardegna	1 675 921	641 606	20 085	70.2	26.9	0.8	26.0
Sicilia	1 970 169	426 856	65 542	77.4	16.8	2.6	14.2
ITALIA	21 278 374	6 319 586	1 139 264	71.3	21.2	3.8	17.4

Tabella 13.4
Statistiche dell'indicatore SDG 15.3.1 computato a livello regionale: aree stabili, degradate e migliorate.

giori nel triennio 2016-2019 rispetto ai 15 anni precedenti, mentre le aree maggiormente vulnerabili situate nelle isole, nel sud Italia e nelle Pianura Padana non mostrano segnali eclatanti di peggioramento ma restano comunque aree prioritarie per via dei molti fattori di disturbo antropico e per le caratteristiche intrinseche delle biogeografie locali. Per quanto riguarda l'estensione di superficie degradata, la Sardegna presenta la maggiore area de-

gradata in termini assoluti con circa 640 mila ettari, seguita dal Lazio con circa 600 mila ettari e dall'Emilia-Romagna con 580 mila ettari. Infine, considerando il bilancio complessivo tra aree degradate e aree migliorate, il valore dell'indicatore SDG 15.3.1 può essere aggiornato al 17.4% a livello nazionale, con un range che a livello regionale oscilla dall'1.5% del Trentino-Alto Adige al 33.9% del Lazio (vedi Tabella 13.4).

Impatti del cambiamento climatico

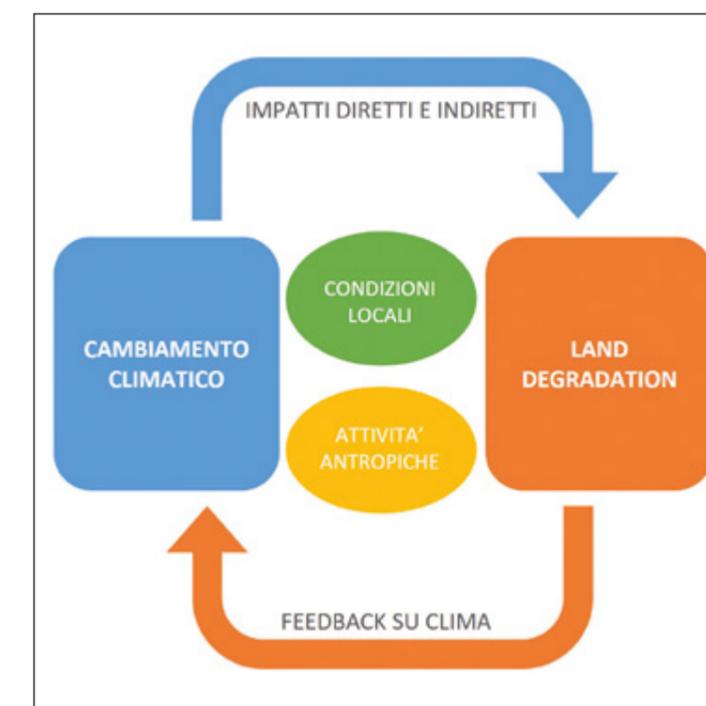
sull'estensione e severità del fenomeno della Land Degradation

Il cambiamento climatico e la LD contribuiscono ciascuno all'accelerazione dell'altro. Poiché i cambiamenti climatici intensificano il degrado naturale e antropico del territorio, il carbonio rilasciato dal suolo nell'atmosfera e la riduzione del sequestro del carbonio contribuiscono ad accelerare il cambiamento climatico (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2023; Scholes et al., 2018; Shukla et al., 2019). Un clima stabile consente la formazione di profili maturi di suolo supportando gli ecosistemi e la sicurezza alimentare. Il clima instabile e mutevole sta influenzando il suolo modificandone la struttura e la consistenza e distruggendo i servizi ecosistemici ad esso connessi (Roy et al., 2023).

Come visto nei capitoli precedenti, sono diversi i processi, spesso interconnessi tra loro, che caratterizzano/contribuiscono alla LD e che sono fortemente influenzati dalle condizioni climatiche. Pertanto, cambiamenti nel clima implicano un'alterazione dei processi coinvolti con impatti diretti e indiretti a differenti scale spaziali e temporali (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2023). Ad esempio, un incremento dell'intensità delle piogge induce un incremento dell'erosione dei suoli. Viceversa, anche prolungati periodi di siccità inducono un incremento dell'erosione dei suoli, poiché una ridotta disponibilità idrica comporta una riduzione della copertura vegetale che funge da protezione per i suoli aumentando, quindi, i tassi di erosione e la perdita di nutrienti e sostanza organica

(Foster, 2001; Nearing et al., 2005; Roy et al., 2023, 2022). Allo stesso modo, le variazioni indotte dal clima sui diversi processi di LD possono a loro volta condizionare l'evoluzione delle condizioni climatiche (feedback). In relazione al citato processo di erosione, un suo incremento può esso stesso alterare parametri ambientali che interagiscono con i cambiamenti climatici, come ad esempio ridurre la radiazione incidente e aumentare nuclei di condensazione per l'aumentata presenza di polveri in circolazione (Davin e Noblet-Ducoudré, 2010; Pinty et al., 2011). Il tipo e l'entità degli impatti e dei feedback tra clima e LD sono fortemente influenzati non solo dalle condizioni locali, ma principalmente dalla gestione del territorio e dalle attività agroforestali (Fig. 13.8).

Figura 13.8
Schema dei legami tra il cambiamento climatico e i fenomeni di LD.



Impatti del cambiamento climatico sul fenomeno della *Land Degradation*

In generale, si parla di impatti diretti o indiretti del cambiamento climatico sulla LD in funzione delle scale spaziali e temporali su cui i processi avvengono. Gli impatti diretti sono quelli in cui l'interazione avviene nella stessa dimensione temporale e spaziale; mentre quelli indiretti sono gli impatti in cui i cambiamenti climatici influiscono sul degrado in maniera separata nel tempo e/o nello spazio (Hermans e McLeman, 2021; Talukder et al., 2021).

In Figura 13.9 sono sinteticamente raffigurati gli effetti diretti e indiretti dell'impatto della variazione del regime di pioggia sul processo di erosione dei suoli. In generale, i principali elementi di pressione climatica sui processi di degrado del territorio sono legati ai cambiamenti di temperatura, precipitazioni e vento, nonché ai cambiamenti della distribuzione e dell'intensità degli eventi estremi.



Figura 13.9

Esempio di impatti diretti e indiretti del Cambiamento Climatico (CC) sui processi di LD (variazione del regime pluviometrico vs processo di erosione dei suoli).

Impatto delle variazioni del regime di precipitazione

L'intensificazione del ciclo idrologico (aumento del numero di eventi piovosi estremi e riduzione del numero totale di eventi piovosi e disponibilità idrica) rappresenta uno degli elementi di pressione climatica con maggiori impatti sia diretti che indiretti sui processi di LD (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2023). L'aumento di eventi di pioggia intensa, oltre al già citato incremento dell'erosione dei suoli, comporta un'amplificazione dei fenomeni franosi e allagamenti con degrado degli ecosistemi interessati che è dipendente dal tipo di management ed è particolarmente evidente nelle aree più aride (Talukder et al., 2021; Ziadat e Taimah, 2013). Al contrario, la mancanza prolungata di pioggia (siccità) induce un maggior utilizzo dell'acqua

di falda e uno spostamento della distribuzione delle aree agricole per sopperire alla scarsità idrica. L'aumento del pompaggio di acqua dolce può incrementare, soprattutto lungo costa, l'intrusione di acqua salmastra che, a sua volta, aumenta la concentrazione di sali nei suoli intensificando il processo di salinizzazione (Jobbágy et al., 2017). Nelle aree umide, l'incremento dell'estensione e durata di eventi siccitosi modifica i pattern di vegetazione igrofila e, in casi gravi, può portare a un degrado dell'habitat attraverso la dominanza di piante galleggianti invasive, fioriture di cianobatteri sempre più frequenti o estinzione di specie chiave (Green et al., 2017). Tali alterazioni impattano a loro volta sul clima influenzando il rilascio di carbonio, metano e N_2O in

atmosfera e aumentando l'albedo (Johnson et al., 2015; Neubauer e Megonigal, 2021). L'alterazione del regime di pioggia, anche in associazione con l'incremento di CO_2 , favorisce i processi di *woody encroachment*, ossia l'invasione di specie legnose nelle aree occupate da praterie (Aweto, 2024; Buitenwerf et al., 2018; Kulmatiski e Beard, 2013; O'Connor et al., 2014). Questo sembra essere principalmente causato dalla capacità delle piante legnose di aumentare la profondità delle radici e di sopprimere in modo competitivo le erbacee (Kulmatiski e Beard, 2013). Inoltre, le specie legnose sono prevalentemente piante C3, che sono in grado di sfruttare l'aumento dei livelli di anidride carbonica atmosferica per la loro crescita contrariamente alle piante C4, che

invece rappresentano molte delle specie erbacee (Archer et al., 2017). Se da un lato tali processi favoriscono il sequestro del carbonio, dall'altro causano perdita di biodiversità, incluso il degrado di habitat di specie minacciate (Cuéllar-Soto et al., 2020; Pinheiro et al., 2022; Soto-Shoender et al., 2018), e di servizi ecosistemici come la disponibilità di aree per il pascolamento e la disponibilità idrica (Acharya et al., 2018, 2017; Van Auken, 2009). In Italia, i processi *woody encroachment* interessano molte aree dell'Appennino e delle pre-Alpi, dove prati e pascoli abbandonati al confine con le aree boscate sono velocemente rimpiazzati da specie arbustive e arborate (Piccinelli et al., 2020; Quaranta et al., 2020; Simoniello et al., 2015).

Impatto dell'innalzamento della temperatura

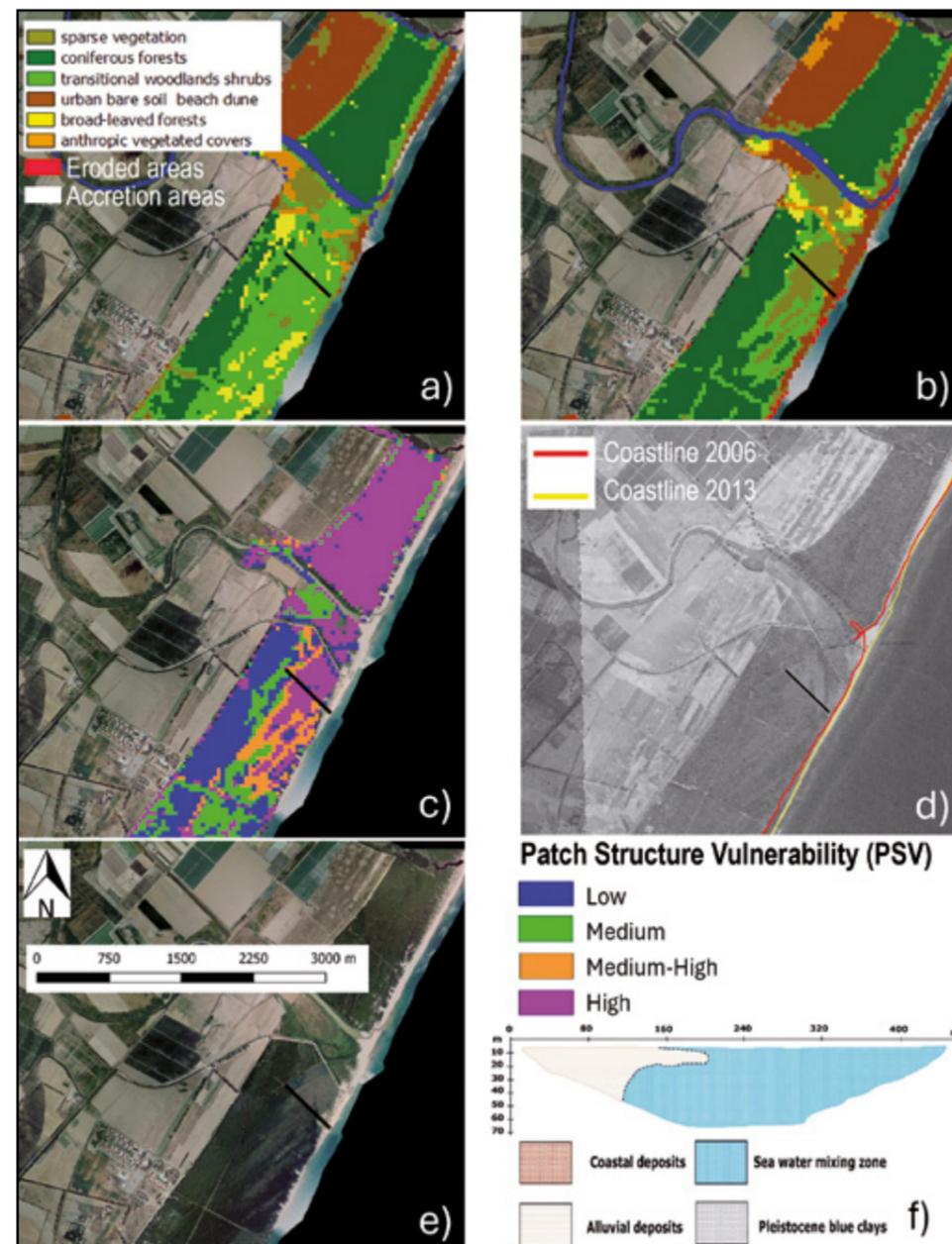
L'incremento di temperatura, insieme a prolungati periodi di siccità, altera il vigore delle coperture vegetate e la loro distribuzione con una riduzione del contenuto di sostanza organica (Bond-Lamberty et al., 2018; van Gestel et al., 2018) e della resistenza dei suoli rispetto al processo di erosione (Zelaya Wziątek et al., 2019). Il degrado della sostanza organica nei suoli rappresenta il processo più diffuso a livello globale, in quanto l'innalzamento della temperatura accelera il tasso di respirazione dei suoli sia nelle aree naturali che in quelle coltivate (Bond-Lamberty et al., 2018; Chen et al., 2020; Crowther et al., 2016). In queste ultime, il processo è ancora più evidente per le continue lavorazioni del terreno che aumentano anch'esse la respirazione e limitano l'input di biomassa nel terreno. La sostanza organica nei suoli può essere considerata il fulcro dei processi di degrado e ha un legame critico con il sistema climatico in quanto il suo declino

riduce lo stock di carbonio rilasciandolo in atmosfera (Chen et al., 2020; Minasny et al., 2017).

Il riscaldamento globale ha, inoltre, un forte impatto sull'incremento degli incendi che rappresentano uno dei maggiori fattori di degrado nelle aree naturali (ad esempio, perdita di biodiversità e produttività, alterazione dei nutrienti e carbonio nei suoli, incremento dell'erosione) con effetti di feedback sul clima principalmente legati al rilascio del carbonio immagazzinato negli alberi bruciati e dei componenti della combustione (CO , CH_4 , N_2O) (Köster et al., 2024; Page et al., 2002; Pellegrini et al., 2018; Xu et al., 2022) ed all'alterazione della radiazione incidente attraverso l'aumento dell'albedo e il rilascio di polveri (López-Saldaña et al., 2015; Quintano et al., 2019; Zhu et al., 2024). L'innalzamento del livello dei mari, a seguito della fusione dei ghiacciai, induce un incremento dell'erosione costiera e della presenza di

sali nei suoli lungo le coste (Alongi, 2015; Benini et al., 2016; Johnson et al., 2015), che a loro volta incidono sulle condizioni climatiche con variazioni dell'albedo superficiale (Hüve et al., 2011; Planque et al., 2017). L'intrusione del cuneo salino è particolarmente sentita lungo le coste basse e sabbiose, come quelle adriatiche e ioniche (per esempio, Benini et al., 2016; Imbrenda et al., 2018). L'esempio in Figura 13.10 mostra come l'intrusione di acqua salmastra abbia limitato la crescita di una pineta lungo la costa ionica della

Basilicata (Area della Riserva Naturale di Metaponto) e reso l'area altamente vulnerabile da un punto di vista ecologico (ampia estensione delle aree in magenta, Fig. 13.10c). Nelle aree con permafrost, il riscaldamento induce variazioni nella stagionalità e ne accelera lo scioglimento con ricadute sui processi di degrado del suolo (contenuto sostanza organica ed erosione) (Batir et al., 2017; Liljedahl et al., 2016) e sul clima stesso con elevato rilascio di metano in atmosfera (Abbott et al., 2016; Schuur et al., 2015).



Impatto dei regimi di vento

Variazioni di intensità e distribuzione dei venti, così come per le piogge, incrementano i processi di erosione dei suoli, con le conseguenti e già evidenziate problematiche di variazione dell'albedo e contenuto di polveri in atmosfera. L'erosione eolica è un problema che interessa principalmente le aree agricole nelle regioni aride e semi-aride (Africa, Asia, Australia, Nord America e Sud America), caratterizzate da scarse precipitazioni e alti tassi di evaporazione, ma non solo (Li et al., 2023; Wagner, 2013). Alcuni studi sul vento e l'erosione eolica suggeriscono che il cambiamento climatico ha alterato, anche se non in maniera uniforme, i modelli dei venti al di fuori delle zone aride in modo da incidere significativamente sul rischio di erosione (Kulkarni et al., 2014; Pierre et al., 2023; Pryor e Barthelmie, 2010). A livello globale, i venti medi sono aumentati

in intensità con il cambiamento climatico e, inoltre, si è prolungato il periodo di occorrenza (Mo et al., 2023). Questa variazione dei regimi di vento ha un particolare impatto lungo le regioni costiere poiché ne favorisce l'erosione e la successiva intrusione salina che, a sua volta, aumenta la concentrazione di sali nei suoli (*wind drift*) intensificando il processo di salinizzazione (Bakun et al., 2015; Bartkowski et al., 2023; Sydeman et al., 2014). I venti non solo hanno un impatto diretto sui processi di erosione, ma possono avere anche un impatto indiretto incrementando la vulnerabilità e il degrado degli ecosistemi (Costa et al., 2023; Song et al., 2023; Zhao et al., 2021), come ad esempio l'impatto della recente tempesta Vaia e degli altri eventi estremi sull'arco alpino e sulle foreste europee (Costa et al., 2023; Giupponi et al., 2023; Romagnoli et al., 2023).



La *Land Degradation* è un fenomeno estremamente complesso generato da differenti processi naturali e antropici che interagiscono su diverse scale spazio-temporali, eventualmente interconnessi da meccanismi di feedback. Larga parte della ricerca attualmente mira all'individuazione delle aree interessate dal problema, spesso sulla base di valutazioni qualitative (ad esempio il modello ESA), ma la comprensione delle dinamiche che portano alla LD è ancora un problema assolutamente aperto. I ricercatori concordano sulla necessità di un approccio sistemico allo studio della perdita persistente della capacità produttiva delle terre che includa anche fattori sociali ed economici. Chiarire il ruolo di fattori specifici, quali la siccità, all'interno di un sistema socio-ambientale complesso che connette la scala locale a quella globale, è tra le sfide principali della ricerca futura in questo settore.

In tale ambito, un problema molto interessante riguarda l'interazione tra siccità e clima locale nell'innescare o favorire fenomeni di LD. Gli ecosistemi nelle regioni semi-aride e aride sono sottoposti a stress idrico e possono essere particolarmente vulnerabili anche a leggere variazioni nella frequenza e durata della siccità con conseguente innesco di fenomeni di desertificazione. L'aridità comporta non solo un deficit permanente di piogge, collegato anche ad altri fenomeni climatici come l'intensa insolazione, le alte temperature e l'evapotraspirazione elevata, ma determina anche scarsità e discontinuità della co-

pertura vegetale nonché impoverimento generale dei suoli. L'aridità è spesso associata a un'elevata variabilità e imprevedibilità delle precipitazioni a cui gli ecosistemi rispondono con impulsi di attività innescati da eventi di pioggia, come la crescita delle piante. La situazione più critica in Italia si riscontra nelle regioni meridionali e insulari dove le condizioni ambientali sono più sfavorevoli e dove l'agricoltura, la pastorizia e le altre attività dell'uomo incidono pesantemente sulle condizioni del territorio. In molte aree semi-aride e aride, la riduzione congiunturale della produttività dovuta a periodi di siccità può trasformarsi in un elemento strutturale di un'evoluzione ecologica disastrosa.

Nel contesto della LD, gli sforzi per ridurre l'impatto del cambiamento climatico passano principalmente attraverso azioni di mitigazione che si basano sull'utilizzo sostenibile del territorio per ridurre/rimuovere il rilascio del carbonio in atmosfera. Come già evidenziato nei precedenti paragrafi, un'errata gestione delle terre può essere il principale *driver* di degrado, esacerbato dagli effetti delle variazioni climatiche. In tale contesto, esso rappresenta il principale strumento di intervento (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2023). Nelle aree agroforestali, alcune azioni, come il rimboschimento, la riforestazione, le colture bioenergetiche e la silvicoltura, possono influenzare negativamente le condizioni del terreno e degli ecosistemi e aumentarne il degrado (Feng et al., 2022). Per una corretta valutazione degli effetti di mitigazione è auspicabile la

realizzazione di un inventario globale coerente e sistematico delle diverse politiche e degli interventi realizzati nell'ambito agroforestale. Questo aspetto è fondamentale sia perché l'impatto del cambiamento climatico non è omogeneo spazialmente, sia perché i differenti ecosistemi e le condizioni socio-economiche locali possono fornire risposte differenti (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2023).

Allo stesso modo è prioritario sollecitare e supportare la comunità scientifica per implementare procedure globali per la stima del degrado utilizzando il telerilevamento in combinazione con un uso sistematico di dati ancillari. Infatti, allo stato attuale i modelli di stima integrano diversi criteri non sempre esportabili nelle diverse aree e per i quali non sono fornite soglie o entità del cambiamento sostenibili. In pratica, le interazioni uomo-territorio si tradurranno in una varietà dei cambiamenti; alcuni possono contribuire positivamente a un criterio, mentre incidono negativamente su un altro. Sono necessarie ricerche sulla grandezza degli impatti e dei compromessi che ne derivano. Considerata l'urgenza di rimuovere il carbonio dall'atmosfera e ridurre il cambiamento climatico, è importante raggiungere un accordo sul livello di riduzione per un dato criterio (ad esempio, produttività biologica) che può essere considerato accettabile per ottenere un certo aumento secondo un altro criterio (ad esempio, integrità biologica) (Bürgi et al., 2017).

Tra gli elementi di pressione climatica sulla LD, il vento rappresenta sicuramente l'elemento meno investigato, rispetto a temperatura e precipitazioni, in termini di distribuzione ed effetti sugli ecosistemi (Mo et al., 2023; Song et al., 2023). Infine, una modellazione più realistica della dinamica del carbonio, con una migliore valutazione del biota sotterraneo (Zhang

et al., 2023), aiuterebbe a quantificare meglio il ruolo del suolo e della sua gestione per il sequestro del carbonio.

L'interazione di fattori sfavorevoli genera situazioni di vulnerabilità e rischio dalle caratteristiche molto locali. Ad esempio, negli ultimi decenni, l'effetto combinato delle peggiorate condizioni climatiche e dell'intensificazione delle attività antropiche, soprattutto lungo le fasce costiere e nelle aree pianeggianti, ha innescato un trend crescente di degrado quali-quantitativo delle risorse naturali (acqua, suolo ed ecosistemi vegetali). Il contributo antropico rischia di peggiorare ulteriormente la situazione. Per affrontare la scarsità d'acqua spesso si ricorre, ad esempio, alla serraicoltura. In aree di alto valore agricolo, l'installazione di tappeti di serre adiacenti ha effetti simili a quelli dell'impermeabilizzazione del suolo. La pioggia defluisce superficialmente tra serre contigue senza alimentare le falde e, in aree costiere, viene convogliata direttamente a mare alterando il ciclo dell'acqua e peggiorando il microclima. In queste aree, la siccità meteorologica può facilmente diventare siccità agricola, idrologica e socio-economica. Questo comporta una notevole quantità di disagi che possono diventare problemi a volte difficilmente governabili.

Il cambiamento climatico, in particolare con un aumento previsto della frequenza di eventi contestuali di siccità e ondate di calore, e con l'alterazione dei pattern stagionali delle piogge, potrebbe avere un impatto devastante sugli ecosistemi e compromettere la loro capacità di offrire beni e servizi essenziali. Si è ormai perfettamente consapevoli della possibilità di effetti a catena che potrebbero estendersi oltre la scala spaziale iniziale, ma la costruzione di una base scientifica solida per comprendere e gestire questi fenomeni costituisce una sfida della ricerca ancora completamente aperta.

- Abbott, B.W., Jones, J.B., Schuur, E.A.G., III, F.S.C., Bowden, W.B., Bret-Harte, M.S., Epstein, H.E., Flannigan, M.D., Harms, T.K., Hollingsworth, T.N., Mack, M.C., McGuire, A.D., Natali, S.M., Rocha, A.V., Tank, S.E., Turetsky, M.R., Vonk, J.E., Wickland, K.P., Aiken, G.R., Alexander, H.D., Amon, R.M.W., Benscoter, B.W., Bergeron, Y., Bishop, K., Blarquez, O., Bond-Lamberty, B., Breen, A.L., Buffam, I., Cai, Y., Carcaillet, C., Carey, S.K., Chen, J.M., Chen, H.Y.H., Christensen, T.R., Cooper, L.W., Cornelissen, J.H.C., Groot, W.J. de, DeLuca, T.H., Dorrepaal, E., Fetcher, N., Finlay, J.C., Forbes, B.C., French, N.H.F., Gauthier, S., Girardin, M.P., Goetz, S.J., Goldammer, J.G., Gough, L., Grogan, P., Guo, L., Higuera, P.E., Hinzman, L., Hu, F.S., Hugelius, G., Jafarov, E.E., Jandt, R., Johnstone, J.F., Karlsson, J., Kasischke, E.S., Kattner, G., Kelly, R., Keuper, F., Kling, G.W., Kortelainen, P., Kouki, J., Kuhry, P., Laudon, H., Laurion, I., Macdonald, R.W., Mann, P.J., Martikainen, P.J., McClelland, J.W., Molau, U., Oberbauer, S.F., Olefeldt, D., Paré, D., Parisien, M.-A., Payette, S., Peng, C., Pokrovsky, O.S., Rastetter, E.B., Raymond, P.A., Reynolds, M.K., Rein, G., Reynolds, J.F., Robards, M., Rogers, B.M., Schädel, C., Schaefer, K., Schmidt, I.K., Shvidenko, A., Sky, J., Spencer, R.G.M., Starr, G., Striegl, R.G., Teisserenc, R., Tranvik, L.J., Virtanen, T., Welker, J.M., Zimov, S., 2016. Biomass offsets little or none of permafrost carbon release from soils, streams, and wildfire: an expert assessment. *Environ. Res. Lett.* 11, 034014. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/3/034014>
- Abdi, A.M., Boke-Olén, N., Jin, H., Eklundh, L., Tagesson, T., Lehsten, V., Ardö, J., 2019. First assessment of the plant phenology index (PPI) for estimating gross primary productivity in African semi-arid ecosystems. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 78, 249–260. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.01.018>
- Acharya, B.S., Hao, Y., Ochsner, T.E., Zou, C.B., 2017. Woody plant encroachment alters soil hydrological properties and reduces downward flux of water in tallgrass prairie. *Plant Soil* 414, 379–391. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-3138-0>
- Acharya, B.S., Kharel, G., Zou, C.B., Wilcox, B.P., Halihan, T., 2018. Woody Plant Encroachment Impacts on Groundwater Recharge: A Review. *Water* 10, 1466. <https://doi.org/10.3390/w10101466>
- Alexandrov, G.A., Oikawa, T., 1997. Contemporary variations of terrestrial net primary production: The use of satellite data in the light of an extremal principle. *Ecol. Model.* 95, 113–118. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(96\)00031-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(96)00031-2)
- Alongi, D.M., 2015. The Impact of Climate Change on Mangrove Forests. *Curr Clim Change Rep* 1, 30–39. <https://doi.org/10.1007/s40641-015-0002-x>
- Andela, N., Liu, Y.Y., van Dijk, A.I.J.M., de Jeu, R. a. M., McVicar, T.R., 2013. Global changes in dryland vegetation dynamics (1988–2008) assessed by satellite remote sensing: comparing a new passive microwave vegetation density record with reflective greenness data. *Biogeosciences* 10, 6657–6676. <https://doi.org/10.5194/bg-10-6657-2013>
- Archer, S.R., Andersen, E.M., Predick, K.I., Schwinning, S., Steidl, R.J., Woods, S.R., 2017. Woody Plant Encroachment: Causes and Consequences, in: Briske, D.D. (Ed.), *Rangeland Systems: Processes, Management and Challenges*. Springer International Publishing, Cham, pp. 25–84. https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2_2
- Asrar, G., Fuchs, M., Kanemasu, E.T., Hatfield, J.L., 1984. Estimating Absorbed Photosynthetic Radiation and Leaf Area Index from Spectral Reflectance in Wheat1. *AGRON J* 76, 300–306. <https://doi.org/10.2134/agronj1984.000219622007600020029x>
- Aweto, A.O., 2024. Is woody plant encroachment bad? Benefits of woody plant encroachment—A review. *Landsc Ecol* 39, 21. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01823-1>
- Bai, Z., Dent, D., 2009. Recent Land Degradation and Improvement in China. *Ambio* 38, 150–156.
- Bai, Z.G., Dent, D.L., Olsson, L., Schaeppman, M.E., 2008. Proxy global assessment of land degradation. *Soil Use Manag* 24, 223–234. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2008.00169.x>
- Bai, Z.G., Dent, D.L., Olsson, L., Tengberg, A., Tucker, C., Yengoh, G., 2015. A longer, closer, look at land degradation. *Agric. Dev.* 24, 3–9.
- Bakun, A., Black, B.A., Bograd, S.J., Garcia-Reyes, M., Miller, A.J., Rykaczewski, R.R., Sydeman, W.J., 2015. Anticipated Effects of Climate Change on Coastal Upwelling Ecosystems. *Curr Clim Change Rep* 1, 85–93. <https://doi.org/10.1007/s40641-015-0008-4>
- Barbier, E.B., Hochard, J.P., 2018. Land degradation and poverty. *Nat Sustain* 1, 623–631. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0155-4>
- Bartkowski, B., Schepanski, K., Bredenkamp, S., Müller, B., 2023. Wind erosion in European agricultural landscapes: More than physics. *PEOPLE NAT* 5, 34–44. <https://doi.org/10.1002/pan3.10418>
- Batir, J.F., Hornbach, M.J., Blackwell, D.D., 2017. Ten years of measurements and modeling of soil temperature changes and their effects on permafrost in Northwestern Alaska. *Global and Planetary Change* 148, 55–71. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.11.009>
- Benini, L., Antonellini, M., Laghi, M., Mollema, P.N., 2016. Assessment of Water Resources Availability and Groundwater Salinization in Future Climate and Land use Change Scenarios: A Case Study from a Coastal Drainage Basin in Italy. *Water Resour Manage* 30, 731–745. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-1187-4>
- Bond-Lamberty, B., Bailey, V.L., Chen, M., Gough, C.M., Vargas, R., 2018. Globally rising soil heterotrophic respiration over recent decades. *Nat.* 560, 80–83. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0358-x>
- Bot, A., Nachtergaele, F., Young, A., 2000. Land resource potential and constraints at regional and country levels (No. 90). FAO-UN, Rome.
- Brandt, M., Wigneron, J.-P., Chave, J., Tagesson, T., Penuelas, J., Ciais, P., Rasmussen, K., Tian, F., Mbow, C., Al-Yaari, A., Rodriguez-Fernandez, N., Schurgers, G., Zhang, W., Chang, J., Kerr, Y., Verger, A., Tucker, C., Mialon, A., Rasmussen, L.V., Fan, L., Fensholt, R., 2018. Satellite passive microwaves reveal recent climate-induced carbon losses in African drylands. *Nat Ecol Evol* 2, 827–835. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0530-6>
- Brocca, L., Barbetta, S., Camici, S., Ciabatta, L., Dari, J., Filippucci, P., Massari, C., Modanesi, S., Tarpanelli, A., Bonaccorsi, B., Mosaffa, H., Wagner, W., Vreugdenhil, M., Quast, R., Alfieri, L., Gabellani, S., Avanzi, F., Rains, D., Miralles, D.G., Mantovani, S., Briese, C., Domeneghetti, A., Jacob, A., Castelli, M., Camps-Valls, G., Volden, E., Fernandez, D., 2024. A Digital Twin of the terrestrial water cycle: a glimpse into the future through high-resolution Earth observations. *Front. Sci.* 1. <https://doi.org/10.3389/fsci.2023.1190191>
- Brown, M.E., de Beurs, K., Vrieling, A., 2010. The response of African land surface phenology to large scale climate oscillations. *REMOTE SENS ENVIRON* 114, 2286–2296. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.05.005>
- Buitenwerf, R., Sandel, B., Normand, S., Mimet, A., Svenning, J.-C., 2018. Land surface greening suggests vigorous woody regrowth throughout European semi-natural vegetation. *Glob. Change Biol.* 24, 5789–5801. <https://doi.org/10.1111/gcb.14451>
- Bürgi, M., Bieling, C., von Hackwitz, K., Kizos, T., Lieskovský, J., Martin, M.G., McCarthy, S., Müller, M., Palang, H., Plieninger, T., Printsmann, A., 2017. Processes and driving forces in changing cultural landscapes across Europe. *Landsc. Ecol.* <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0513-z>
- Cai, X., Zhang, X., Wang, D., 2011. Land availability for biofuel production. *Environ Sci Technol* 45, 334–339. <https://doi.org/10.1021/es103338e>
- Cammeraat, E.L.H., 2004. Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in southeast Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment, Soil Interactions: Biology, Erosion and Organic Matter* 104, 317–332. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.032>
- Campbell, J.E., Lobell, D.B., Genova, R.C., Field, C.B., 2008. The global potential of bioenergy on abandoned agriculture lands. *Environ Sci Technol* 42, 5791–5794. <https://doi.org/10.1021/es800052w>
- Cardille, J.A., Foley, J.A., Costa, M.H., 2002. Characterizing patterns of agricultural land use in Amazonia by merging satellite classifications and census data. *Glob. Biogeochem.*

- Cycles 16, 1045. <https://doi.org/10.1029/2000GB001386>
- Cerdan, O., Govers, G., Le Bissonnais, Y., Van Oost, K., Poesen, J., Saby, N., Gobin, A., Vacca, A., Quinton, J., Auerswald, K., Klik, A., Kwaad, F.J.P.M., Raclot, D., Ionita, I., Rejman, J., Rousseva, S., Muxart, T., Roxo, M.J., Dostal, T., 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. *Geomorphology* 122, 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.06.011>
- Chaves, M.M., Maroco, J.P., Pereira, J.S., 2003. Understanding plant responses to drought - from genes to the whole plant. *Funct Plant Biol* 30, 239–264. <https://doi.org/10.1071/FP02076>
- Chen, F., Chen, X., Van de Voorde, T., Roberts, D., Jiang, H., Xu, W., 2020. Open water detection in urban environments using high spatial resolution remote sensing imagery. *REMOTE SENS ENVIRON* 242, 11706. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.11706>
- Chen, Y., Feng, X., Fu, B., 2021. An improved global remote-sensing-based surface soil moisture (RSSSM) dataset covering 2003–2018. *Earth Syst. Sci. Data* 13, 1–31. <https://doi.org/10.5194/essd-13-1-2021>
- Cherlet, M., Hutchinson, C., Reynolds, J., Hill, J., Sommer, S., Von, M.G., 2018. World Atlas of Desertification. JRC Publications Repository. <https://doi.org/10.2760/06292>
- Contador, J.F.L., Schnabel, S., Gutiérrez, A.G., Fernández, M.P., 2009. Mapping sensitivity to land degradation in Extremadura. SW Spain. *LAND DEGRAD DEV* 20, 129–144. <https://doi.org/10.1002/ldr.884>
- Costa, M., Gardiner, B., Locatelli, T., Marchi, L., Marchi, N., Lingua, E., 2023. Evaluating wind damage vulnerability in the Alps: A new wind risk model parametrisation. *AGR FOREST METEOROL* 341, 109660. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109660>
- Cowie, A.L., Orr, B.J., Castillo Sanchez, V.M., Chasek, P., Crossman, N.D., Erlewein, A., Louwagie, G., Maron, M., Metternicht, G.I., Minelli, S., Tengberg, A.E., Walter, S., Welton, S., 2018. Land in balance: The scientific conceptual framework for Land Degradation Neutrality. *Environ. Sci. Policy* 79, 25–35. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.10.011>
- Crosson, P., 1997. Will EROSION Threaten AGRICULTURAL PRODUCTIVITY? *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 39, 4–31. <https://doi.org/10.1080/00139159709604756>
- Crosson, P., 1995. Future supplies of land and water for world agriculture. In N. Islam (Ed.), "Population and Food in the Early Twenty-First Century: Meeting Future Food Demand of an Increasing Population". International Food Policy Research Institute., Washington - USA.
- Crowther, T.W., Todd-Brown, K.E.O., Rowe, C.W., Wieder, W.R., Carey, J.C., Machmuller, M.B., Snoek, B.L., Fang, S., Zhou, G., Allison, S.D., Blair, J.M., Bridgham, S.D., Burton, A.J., Carrillo, Y., Reich, P.B., Clark, J.S., Classen, A.T., Dijkstra, F.A., Elberling, B., Emmett, B.A., Estiarte, M., Frey, S.D., Guo, J., Harte, J., Jiang, L., Johnson, B.R., Kröel-Dulay, G., Larsen, K.S., Laudon, H., Lavelle, J.M., Luo, Y., Lupascu, M., Ma, L.N., Marhan, S., Michelsen, A., Mohan, J., Niu, S., Pendall, E., Peñuelas, J., Pfeifer-Meister, L., Poll, C., Reinsch, S., Reynolds, L.L., Schmidt, I.K., Sistla, S., Sokol, N.W., Templer, P.H., Treseder, K.K., Welker, J.M., Bradford, M.A., 2016. Quantifying global soil carbon losses in response to warming. *Nat.* 540, 104–108. <https://doi.org/10.1038/nature20150>
- Cuéllar-Soto, E., Johnson, P.J., Macdonald, D.W., Barrett, G.A., Segundo, J., Cuéllar-Soto, E., Johnson, P.J., Macdonald, D.W., Barrett, G.A., Segundo, J., 2020. Woody plant encroachment drives habitat loss for a relict population of a large mammalian herbivore in South America. *Therya* 11, 484–494. <https://doi.org/10.12933/therya-20-1071>
- Davin, E.L., Noblet-Ducoudré, N. de, 2010. Climatic Impact of Global-Scale Deforestation: Radiative versus Nonradiative Processes. *J. Clim.* 23, 97–112. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI3102.1>
- de Jong, S.M., Epema, G.F., 2003. Imaging spectrometry for surveying and modelling LD. In *Remote Sensing and Digital Image Processing*, Kluwer Academic Publishers. ed. F.D. van der Meer and S.M. de Jong, Dordrecht, Netherlands.
- Dregne, H.E., 1997. Desertification Assessment, in: *Methods for Assessment of Soil Degradation*. CRC Press.
- Dubovyk, O., 2017. The role of Remote Sensing in land degradation assessments: opportunities and challenges. *Eur. J. Remote Sens.* 50, 601–613. <https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1378926>
- ELD Initiative, 2013. The rewards of investing in sustainable land management. Interim Report for the Economics of Land Degradation Initiative: A global strategy for sustainable land management. Available from: www.eld-initiative.org/
- FAO, U., 2001. Global Forest Resources Assessment 2000 (Main Report), FAO Forestry Paper 140. FAO-UN, Roma.
- Feng, S., Zhao, W., Zhan, T., Yan, Y., Pereira, P., 2022. Land degradation neutrality: A review of progress and perspectives. *Ecol. Indic* 144, 109530. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109530>
- Ferreira, C.S.S., Seifollahi-Aghmiuni, S., Destouni, G., Ghajarnia, N., Kalantari, Z., 2022. Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status and consequences. *Sci. Total Environ.* 805, 150106. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150106>
- Field, C.B., Campbell, J.E., Lobell, D.B., 2008. Biomass energy: the scale of the potential resource. *Trends Ecol Evol* 23, 65–72. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.12.001>
- Fischer, G., van Velthuizen, H.T., Shah, M.M., Nachtergaele, F.O., 2002. Global Agro-ecological Assessment for Agriculture in the 21st Century: Methodology and Results. <https://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/6667/>
- Foster, P., 2001. The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. *Earth-Sci. Rev.* 55, 73–106. [https://doi.org/10.1016/S0012-8252\(01\)00056-3](https://doi.org/10.1016/S0012-8252(01)00056-3)
- Gao, J., Liu, Y., 2010. Determination of land degradation causes in Tongyu County, Northeast China via land cover change detection. *International Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 12, 9–16. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2009.08.003>
- Ghazoul, J., Chazdon, R., 2017. Degradation and Recovery in Changing Forest Landscapes: A Multiscale Conceptual Framework. *Annual Review of Environment and Resources* 42, 161–188. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060736>
- Gibbs, H.K., Ruesch, A.S., Achard, F., Clayton, M.K., Holmgren, P., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107, 16732–16737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0910275107>
- Gibbs, H.K., Salmon, J.M., 2015. Mapping the world's degraded lands. *Appl. Geogr.* 57, 12–21. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.11.024>
- Giupponi, L., Leoni, V., Pedrali, D., Giorgi, A., 2023. Restoration of Vegetation Greenness and Possible Changes in Mature Forest Communities in Two Forests Damaged by the Vaia Storm in Northern Italy. *Plants* 12, 1369. <https://doi.org/10.3390/plants12061369>
- Goldewijk, K., Van Drecht, G., Bouwman, A.F., 2007. Mapping contemporary global cropland and grassland distributions on a 5 × 5 minute resolution. *J. Land Use Sci.* 2, 167–190. <https://doi.org/10.1080/17474230701622940>
- Goldewijk, K.K., 2001. Estimating global land use change over the past 300 years: The HYDE Database. *Global Biogeochemical Cycles* 15, 417–433. <https://doi.org/10.1029/1999GB001232>
- Green, A.J., Alcorlo, P., Peeters, E.T., Morris, E.P., Espinar, J.L., Bravo-Utrera, M.A., Bustamante, J., Diaz-Delgado, R., Koelmans, A.A., Mateo, R., Mooij, W.M., Rodriguez-Rodriguez, M., van Nes, E.H., Scheffer, M., 2017. Creating a safe operating space for wetlands in a changing climate. *Front. Ecol. Environ.* 99–107. <https://doi.org/10.1002/fee.1459>
- Grillakis, M.G., 2019. Increase in severe and extreme soil moisture droughts for Europe under climate change. *Sci. Total Environ.* 660, 1245–1255. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.001>
- Hall, F.G., Bergen, K., Blair, J.B., Dubayah, R., Houghton, R., Hurtt, G., Kellndorfer, J., Lefsky, M., Ranson, J., Saatchi, S., Shugart, H.H., Wickland, D., 2011. Characterizing 3D vegetation structure from space: Mission requirements. *Remote Sens. Environ.* 115, 2753–2775. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.01.024>
- Hermans, K., McLeman, R., 2021. Climate change, drought, land degradation and migration: exploring the linkages. *Current Opinion in Environmental Sustainability, Slow Onset Events related to Climate Change* 50, 236–244. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2021.04.013>

- Higginbottom, T.P., Symeonakis, E., 2014. Assessing Land Degradation and Desertification Using Vegetation Index Data: Current Frameworks and Future Directions. *Remote Sens.* 6, 9552–9575. <https://doi.org/10.3390/rs6109552>
- Hüve, K., Bichele, I., Rasulov, B., Niinemets, U., 2011. When it is too hot for photosynthesis: heat-induced instability of photosynthesis in relation to respiratory burst, cell permeability changes and H₂O₂ formation. *Plant Cell Environ* 34, 113–126. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2010.02229.x>
- Imbrenda, V., Coluzzi, R., Di Stefano, V., Egidi, G., Salvati, L., Samela, C., Simoniello, T., Lanfredi, M., 2022. Modeling Spatio-Temporal Divergence in Land Vulnerability to Desertification with Local Regressions. *Sustainability* 14, 10906. <https://doi.org/10.3390/su141710906>
- Imbrenda, V., Coluzzi, R., Lanfredi, M., Loperpe, A., Satriani, A., Simoniello, T., 2018. Analysis of landscape evolution in a vulnerable coastal area under natural and human pressure. *Geomat. Nat. Haz. Risk* 9, 1249–1279. <https://doi.org/10.1080/19475705.2018.1508076>
- Imbrenda, V., D'Emilio, M., Lanfredi, M., Ragoستا, M., Simoniello, T., 2013. Indicators of land degradation vulnerability due to anthropic factors: tools for an efficient planning. *Geographic information analysis for sustainable development and economic planning: New technologies.* IGI Global, 87-101. <https://doi.org/10.3390/su141710906>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (Ed.), 2023. *Climate Change 2022 - Mitigation of Climate Change: Working Group III Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/9781009157926>
- Jobbágy, E.G., Tóth, T., Noretto, M.D., Earman, S., 2017. On the fundamental causes of high environmental alkalinity (pH ≥ 9): an assessment of its drivers and global distribution. *Land Degrad. Develop* 28, 1973–1981. <https://doi.org/10.1002/ldr.2718>
- Johnson, J.M., Moore, L.J., Ells, K., Murray, A.B., Adams, P.N., MacKenzie III, R.A., Jaeger, J.M., 2015. Recent shifts in coastline change and shoreline stabilization linked to storm climate change. *Earth Surf. Process. Landf.* 40, 569–585. <https://doi.org/10.1002/esp.3650>
- Kéfi, S., Rietkerk, M., Alados, C.L., Pueyo, Y., Papanastasis, V.P., ElAich, A., de Ruiter, P.C., 2007. Spatial vegetation patterns and imminent desertification in Mediterranean arid ecosystems. *Nat.* 449, 213–217. <https://doi.org/10.1038/nature06111>
- Kosmas, C., Kirkby, M., Geeson, N., 1999. The Medalus project Mediterranean desertification and land use. Manual on key indicators of desertification and mapping environmentally sensitive areas to desertification. European Commission.
- Köster, K., Kohli, J., Lindberg, H., Pumpanen, J., 2024. Post-fire soil greenhouse gas fluxes in boreal Scots pine forests—Are they affected by surface fires with different severities? *Agric. For. Meteorol.* 349, 109954. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2024.109954>
- Kulkarni, S., Deo, M.C., Ghosh, S., 2014. Changes in the design and operational wind due to climate change at the Indian offshore sites. *Mar. Struct.* 37, 33–53. <https://doi.org/10.1016/j.marstruc.2014.02.005>
- Kulmatiski, A., Beard, K.H., 2013. Woody plant encroachment facilitated by increased precipitation intensity. *Nature Clim Change* 3, 833–837. <https://doi.org/10.1038/nclimate1904>
- Lanfredi, M., Coluzzi, R., Imbrenda, V., Macchiato, M., Simoniello, T., 2020. Analyzing Space–Time Coherence in Precipitation Seasonality across Different European Climates. *Mar. Struct.* 12, 171. <https://doi.org/10.3390/rs12010171>
- Le, Q.B., Nkonya, E., Mirzabaev, A., 2016. Biomass Productivity-Based Mapping of Global Land Degradation Hotspots. In: Nkonya, E., Mirzabaev, A., Von Braun, J. (eds) *Economics of Land Degradation and Improvement – A Global Assessment for Sustainable Development.* Springer International Publishing, Cham. pp. 55–84. Available from: https://doi.org/10.1007/978-3-319-19168-3_4
- Li, J., Yuan, X., Su, Y., Qian, K., Liu, Y., Yan, W., Xu, S., Yang, X., Luo, G., Ma, X., 2023. Trade-offs and synergistic relationships in wind erosion in Central Asia over the last 40 years: A Bayesian Network analysis. *Geoderma* 437, 116597. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116597>
- Liljedahl, A.K., Boike, J., Daanen, R.P., Fedorov, A.N., Frost, G.V., Grosse, G., Hinzman, L.D., Iijima, Y., Jorgenson, J.C., Matveyeva, N., Necsoiu, M., Reynolds, M.K., Romanovsky, V.E., Schulla, J., Tape, K.D., Walker, D.A., Wilson, C.J., Yabuki, H., Zona, D., 2016. Pan-Arctic ice-wedge degradation in warming permafrost and its influence on tundra hydrology. *Nature Geosci* 9, 312–318. <https://doi.org/10.1038/ngeo2674>
- López-Saldaña, G., Bistinas, I., Pereira, J.M.C., 2015. Global analysis of radiative forcing from fire-induced shortwave albedo change. *Biogeosciences* 12, 557–565. <https://bg.copernicus.org/articles/12/557/2015/>
- Lukas, M.C., 2014. Eroding battlefields: Land degradation in Java reconsidered. *Geoforum* 56, 87–100. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.06.010>
- Markogianni, V., Mentzafou, A., Dimitriou, E., 2016. Assessing the impacts of human activities and soil erosion on the water quality of Plastira mountainous Mediterranean Lake, Greece. *Environmental Earth Sciences* 75, 1–17.
- Metternicht, G., Zinck, J.A., Blanco, P.D., del Valle, H.F., 2010. Remote sensing of land degradation: experiences from Latin America and the Caribbean. *J Environ Qual* 39, 42–61. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0127>
- Millennium Ecosystem Assessment - MEA, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis.* Washington, D.C.: World Resources Institute.
- Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.-S., Cheng, K., Das, B.S., Field, D.J., Gimona, A., Hedley, C.B., Hong, S.Y., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Mulder, V.L., O'Rourke, S., Richer-de-Forges, A.C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C.-C., Vâgen, T.-G., van Wesemael, B., Wienowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292, 59–86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
- Mo, J., Li, J., Wang, Z., Song, Z., Feng, J., Che, Y., Rong, J., Gu, S., 2023. Spatiotemporal Evolution of Wind Erosion and Ecological Service Assessments in Northern Songnen Plain, China. *Sustainability* 15, 5829. <https://doi.org/10.3390/su15075829>
- Morán-Ordóñez, A., Duane, A., Gil-Tena, A., De Cáceres, M., Aquilué, N., Guerra, C.A., Geijzendorffer, I.R., Fortin, M.-J., Brotons, L., 2020. Future impact of climate extremes in the Mediterranean: Soil erosion projections when fire and extreme rainfall meet. *Land Degrad. Dev.* 31, 3040–3054. <https://doi.org/10.1002/ldr.3694>
- Munafò, M., Giuliani, C., Pretto, F., Riitano, N., Strollo, A., Cimini, A., D'Agata, A., Congedo, L., 2023. Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. Edizione 2023 – SNPA – Sistema nazionale protezione ambiente (No. Report SNPA 37/23). ISPRA, Roma, Italia.
- Myneni, R.B., Ramakrishna, R., Nemani, R., Running, S.W., 1997. Estimation of global leaf area index and absorbed par using radiative transfer models. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens* 35, 1380–1393. <https://doi.org/10.1109/36.649788>
- Nearing, M.A., Jetten, V., Baffaut, C., Cerdan, O., Couturier, A., Hernandez, M., Le Bissonnais, Y., Nichols, M.H., Nunes, J.P., Renschler, C.S., Souchère, V., van Oost, K., 2005. Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. *CATENA, Soil Erosion under Climate Change: Rates, Implications and Feedbacks* 61, 131–154. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.03.007>
- Neubauer, S.C., Megonigal, J.P., 2021. Biogeochemistry of Wetland Carbon Preservation and Flux, in: *Wetland Carbon and Environmental Management.* American Geophysical Union (AGU), pp. 33–71. <https://doi.org/10.1002/9781119639305.ch3>
- Nielsen, M., Smeets, E., Stehfest, E., Vuuren, D., 2012. An evaluation of the global potential of bioenergy production on degraded lands. *GCB Bioenergy* 4, 130–147. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01121.x>
- Novara, A., Pisciotta, A., Minacapilli, M., Maltese, A., Capodici, F., Cerdà, A., Gristina, L., 2018. The impact of soil erosion on soil fertility and vine vigor. A multidisciplinary approach based on field, laboratory and remote sensing approaches. *Sci Total Environ* 622–623, 474–480. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.272>
- O'Connor, T.G., Puttick, J.R., Hoffman, M.T., 2014. Bush encroachment in southern Africa: changes and causes. *African Journal of Range & Forage Science* 31, 67–88. <https://doi.org/10.2989/10220119.2014.939996>

- Oldeman, L.M., 1994. The Global Extent of Soil Degradation. In: Soil Resilience and Sustainable Landuse, D.J. Greenland and I. Szabolcs (eds.). CAB International, Wallingford.
- Oldeman, L.R., Hakkeling, R.T.A., Sombroek, W.G., 1991. World map of the status of human-induced soil degradation: an explanatory note. International Soil Reference and Information Centre, Wageningen - Netherlands.
- Oldeman, L.R., Van Lynden, G.W.J., 1998. Oldeman, L. R., and G. W. J. Van Lynden. "Revisiting the Glasod Methodology. (No. 96/O3), in Lal R, Blum WH, Valentin C, Steward BA, eds. Methods for Assessment of Soil Degradation. ISRIC - World Soil Information, Wageningen - Netherlands.
- Pace, L., Imbrenda, V., Lanfredi, M., Cudlin, P., Simoniello, T., Salvati, L., Coluzzi, R., 2023. Delineating the Intrinsic, Long-Term Path of Land Degradation: A Spatially Explicit Transition Matrix for Italy, 1960–2010. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 20, 2402. <https://doi.org/10.3390/ijerph20032402>
- Page, S.E., Siegert, F., Rieley, J.O., Boehm, H.-D.V., Jaya, A., Limin, S., 2002. The amount of carbon released from peat and forest fires in Indonesia during 1997. *Nat.* 420, 61–65. <https://doi.org/10.1038/nature01131>
- Pellegrini, A.F.A., Ahlström, A., Hobbie, S.E., Reich, P.B., Nieradzik, L.P., Staver, A.C., Scharenbroch, B.C., Jumpponen, A., Anderegg, W.R.L., Randerson, J.T., Jackson, R.B., 2018. Fire frequency drives decadal changes in soil carbon and nitrogen and ecosystem productivity. *Nat.* 553, 194–198. <https://doi.org/10.1038/nature24668>
- Piccinelli, S., Brusa, G., Cannone, N., 2020. Climate warming accelerates forest encroachment triggered by land use change: A case study in the Italian Prealps (Triangolo Lariano, Italy). *CATENA* 195, 104870. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104870>
- Pierre, C., Rajot, J.L., Faye, I., Dorego, G.S., Bouet, C., Marticorena, B., Bergametti, G., Ka, A., Amar, B., Tall, A., Diagne, N., Feron, A., 2023. A contrasting seasonality of wind erosivity and wind erosion between Central and Western Sahel. *Aeolian Research* 62, 100879. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2023.100879>
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., Blair, R., 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Sci.* 267, 1117–1123. <https://doi.org/10.1126/science.267.5201.1117>
- Pinheiro, L.F.S., Kansbock, L., Rossatto, D.R., Kolb, R.M., 2022. Woody plant encroachment constrains regeneration of ground-layer species in a neotropical savanna from seeds. *Austral Ecology* 47, 674–684. <https://doi.org/10.1111/aec.13156>
- Pinty, B., Taberner, M., Haemmerle, V.R., Paradise, S.R., Vermote, E., Verstraete, M.M., Gobron, N., Widłowski, J.-L., 2011. Biogeophysical effects of land use on climate: Model simulations of radiative forcing and large-scale temperature changes (vol 142 pg 216 2007). *J. Clim.* 24, 4769–4769. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-11-00126.1>
- Planque, C., Carrer, D., Roujean, J.-L., 2017. Analysis of MODIS albedo changes over steady woody covers in France during the period of 2001–2013. *Remote Sens. Environ.* 191, 13–29. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.12.019>
- Prince, S.D., 2016. Where Does Desertification Occur? Mapping Dryland Degradation at Regional to Global Scales, in: Behnke, R., Mortimore, M. (Eds.), *The End of Desertification? : Disputing Environmental Change in the Drylands*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 225–263. https://doi.org/10.1007/978-3-642-16014-1_9
- Pryor, S.C., Barthelmie, R.J., 2010. Climate change impacts on wind energy: A review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 14, 430–437. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.07.028>
- Quaranta, G., Salvia, R., Salvati, L., Paola, V.D., Coluzzi, R., Imbrenda, V., Simoniello, T., 2020. Long-term impacts of grazing management on land degradation in a rural community of Southern Italy: Depopulation matters. *LAND DEGRAD DEV* n/a, 1–16. <https://doi.org/10.1002/ldr.3583>
- Quintano, C., Fernandez-Manso, A., Marcos, E., Calvo, L., 2019. Burn Severity and Post-Fire Land Surface Albedo Relationship in Mediterranean Forest Ecosystems. *Remote Sens.* 11, 2309. <https://doi.org/10.3390/rs11192309>
- Ramankutty, N., Foley, J.A., 1999. Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles* 13, 997–1027. <https://doi.org/10.1029/1999GB900046>
- Rasmussen, M.S., 1998. Developing simple, operational, consistent NDVI-vegetation models by applying environmental and climatic information: Part I. Assessment of net primary production. *Int. J. Remote Sens.* 19, 97–117. <https://doi.org/10.1080/014311698216459>
- Reed, M., 2005. Participatory Rangeland Monitoring and Management in the Kalahari, Botswana (Degree of Doctor of Philosophy). University of Leeds, Leeds.
- Rodrigo-Comino, J., Salvia, R., Quaranta, G., Cudlin, P., Salvati, L., Gimenez-Morera, A., 2021. Climate Aridity and the Geographical Shift of Olive Trees in a Mediterranean Northern Region. *Climate* 9, 64. <https://doi.org/10.3390/cli9040064>
- Romagnoli, F., Cadei, A., Costa, M., Marangon, D., Pellegrini, G., Nardi, D., Masiero, M., Secco, L., Grigolato, S., Lingua, E., Picco, L., Pirotti, F., Battisti, A., Locatelli, T., Blennow, K., Gardiner, B., Cavalli, R., 2023. Windstorm impacts on European forest-related systems: An interdisciplinary perspective. *Forest Ecology and Management* 541, 121048. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121048>
- Roy, P., Pal, S.C., Chakraborty, R., Islam, A.R.Md.T., Chowdhuri, I., Saha, A., 2022. Impact of ineffective measures on the increasing land degradation in a monsoon-dominated region of India: Issues and policy implications. *LAND DEGRAD DEV* 33, 3174–3185. <https://doi.org/10.1002/ldr.4380>
- Roy, P., Pal, S.C., Chakraborty, R., Saha, A., Chowdhuri, I., 2023. RETRACTED: A systematic review on climate change and geo-environmental factors induced land degradation: Processes, policy-practice gap and its management strategies. *Geological Journal* 58, 3487–3514. <https://doi.org/10.1002/gj.4649>
- Salvati, L., 2023. Framing socioecological complexity: The long-term evolution of multiple dimensions of desertification risk in Italy. *Risk Analysis* 43, 1657–1666. <https://doi.org/10.1111/risa.14059>
- Salvati, L., Bajocco, S., 2011. Land sensitivity to desertification across Italy: Past, present, and future. *Appl. Geogr., Hazards* 31, 223–231. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.04.006>
- Salvati, L., Zitti, M., Perini, L., 2016. Fifty Years on: Long-term Patterns of Land Sensitivity to Desertification in Italy. *Land Degrad. Dev.* 27, 97–107. <https://doi.org/10.1002/ldr.2226>
- Sauer, T., Ries, J.B., 2008. Vegetation cover and geomorphodynamics on abandoned fields in the Central Ebro Basin (Spain). *Geomorphology*, 102, 267–277. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.05.006>
- Scholes, R.J., Montanarella, L., Brainich, E., Brainich, E., Barger, N., Brink, B. ten, Cantele, M., Erasmus, B., Fisher, J., Gardner, T., Holland, T.G., Kohler, F., Kotiaho, S., Maltitz, G. von, Nangendo, G., Pandit, R., Parrotta, J., Potts, M.D., Prince, S., Sankaran, M., Willems, L., 2018. IPBES (2018): Summary for policymakers of the assessment report on land degradation and restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- Schuur, E. a. G., McGuire, A.D., Schädel, C., Grosse, G., Harden, J.W., Hayes, D.J., Hugelius, G., Koven, C.D., Kuhry, P., Lawrence, D.M., Natali, S.M., Olefeldt, D., Romanovsky, V.E., Schaefer, K., Turetsky, M.R., Treat, C.C., Vonk, J.E., 2015. Climate change and the permafrost carbon feedback. *Nat.* 520, 171–179. <https://doi.org/10.1038/nature14338>
- Sedano, F., Silva, J.A., Machoco, R., Meque, C.H., Siteo, A., Ribeiro, N., Anderson, K., Ombe, Z.A., Baule, S.H., Tucker, C.J., 2016. The impact of charcoal production on forest degradation: a case study in Tete, Mozambique. *Environ. Res. Lett.* 11, 094020. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/9/094020>
- Shi, H., Li, L., Eamus, D., Huete, A., Cleverly, J., Tian, X., Yu, Q., Wang, S., Montagnani, L., Magliulo, V., Rotenberg, E., Pavelka, M., Carrara, A., 2017. Assessing the ability of MODIS EVI to estimate terrestrial ecosystem gross primary production of multiple land cover types. *Ecological Indicators* 72, 153–164. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.022>
- Shukla, P.R., Skea, J., Calvo Buendia, E., Masson-Delmotte, V., Pörtner, H.-O., Roberts, D.C., Slade, R., Zhai, P., Connors, S., R. van Diemen, R., Ferrat, M., Haughey, E., Neogi, Pathak, M., Petzold, J., Portugal Pereira, J., Vyas, P., Huntley, E., Kissick, K., Belkacemi, M., 2019. *Climate Change and Land: an IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land*

Management, Food Security, and Greenhouse Gas Fluxes in Terrestrial Ecosystems.

Simoniello, T., Coluzzi, R., Imbrenda, V., Lanfredi, M., 2015. Land cover changes and forest landscape evolution (1985-2009) in a typical Mediterranean agroforestry system (high Agri Valley). *Natural Hazards and Earth System Sciences* 15, 1201-1214. <https://doi.org/10.5194/nhess-15-1201-2015>

Sims, N.C., Newnham, G.J., England, J.R., Guerschman, J., Cox, S.J.D., Roxburgh, S.H., Viscarra Rossel, R.A., Fritz, S., Wheeler, I., 2021. Good practice guidance. SDG indicator 15.3.1. Proportion of land that is degraded over total land area. Version 2.0. UNCCD. <https://www.unccd.int/resources/manuals-and-guides/good-practice-guidance-sdg-indicator-1531-proportion-land-degraded>

Sivakumar, M.V.K., Stefanski, R., 2007. Climate and Land Degradation — an Overview, in: Sivakumar, M.V.K., Ndiang'ui, N. (Eds.), *Climate and Land Degradation*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 105-135. https://doi.org/10.1007/978-3-540-72438-4_6

Song, S., Chen, X., Hu, Z., Zan, C., Liu, T., De Maeyer, P., Sun, Y., 2023. Deciphering the impact of wind erosion on ecosystem services: An integrated framework for assessment and spatiotemporal analysis in arid regions. *Ecological Indicators* 154, 110693. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110693>

Sonneveld, B.G.J.S., Dent, D.L., 2009. How good is GLASOD? *Journal of Environmental Management* 90, 274-283. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.09.008>

Soto-Shoender, J.R., McCleery, R.A., Monadjem, A., Gwinn, D.C., 2018. The importance of grass cover for mammalian diversity and habitat associations in a bush encroached savanna. *Biological Conservation* 221, 127-136. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.028>

Spinoni, J., Vogt, J.V., Naumann, G., Barbosa, P., Dosio, A., 2018. Will drought events become more frequent and severe in Europe? *International Journal of Climatology* 38, 1718-1736. <https://doi.org/10.1002/joc.5291>

Steinkamp, J., Hickler, T., 2015. Is drought-induced forest dieback globally increasing? *Journal of Ecology* 103, 31-43. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12335>

Stoorvogel, J.J., Bakkenes, M., Temme, A.J. a. M., Batjes, N.H., Brink, B.T., 2017. S-World: a Global Soil Map for Environmental Modelling. *Land Degradation and Development* 28, 22-33. <https://doi.org/10.1002/ldr.2656>

Sydeman, W.J., García-Reyes, M., Schoeman, D.S., Rykaczewski, R.R., Thompson, S.A., Black, B.A., Bograd, S.J., 2014. Climate change. Climate change and wind intensification in coastal upwelling ecosystems. *Science* 345, 77-80. <https://doi.org/10.1126/science.1251635>

Talukder, B., Ganguli, N., Matthew, R., vanLoon, G.W., Hipel, K.W., Orbinski, J., 2021. Climate change-triggered land degradation and planetary health: A review. *Land Degrad. Dev.* 32, 4509-4522. <https://doi.org/10.1002/ldr.4056>

Turner, B.L., Lambin, E.F., Reenberg, A., 2007. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104, 20666-20671. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704119104>

UNCCD, 2022. Flagship GEO initiative will accelerate land restoration through better information. UNCCD. <https://www.unccd.int/news-stories/press-releases/flagship-geo-initiative-will-accelerate-land-restoration-through-better> (accessed 5.30.24).

Van Auken, O.W., 2009. Causes and consequences of woody plant encroachment into western North American grasslands. *J. Environ. Manage.* 90, 2931-2942. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.04.023>

van Gestel, N., Shi, Z., van Groenigen, K.J., Osenberg, C.W., Andresen, L.C., Duker, J.S., Hovenden, M.J., Luo, Y., Michelsen, A., Pendall, E., Reich, P.B., Schuur, E.A.G., Hungate, B.A., 2018. Predicting soil carbon loss with warming. *Nat.* 554, E4-E5. <https://doi.org/10.1038/nature25745>

Vlek, P.L.G., Le, Q.B., Tamene, L., 2008. Land decline in land-rich Africa: A creeping disaster in the making. Consultative Group on International Agricultural Research (CGIAR), Science Council Secretariat, Rome, IT.

Wagner, L.E., 2013. A history of Wind Erosion Prediction Models in the United States Department of Agriculture: The Wind Erosion Prediction System (WEPS). *Aeolian Research* 10, 9-24. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2012.10.001>

Walker, J.J., de Beurs, K.M., Henebry, G.M., 2015. Land surface phenology along urban to rural gradients in the U.S. Great Plains. *Remote Sens. Environ.* 165, 42-52. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.04.019>

Wessels, K.J., Prince, S.D., Frost, P.E., van Zyl, D., 2004. Assessing the effects of human-induced land degradation in the former homelands of northern South Africa with a 1 km AVHRR NDVI time-series. *Remote Sens. Environ.* 91, 47-67. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.02.005>

Wessels, K.J., Prince, S.D., Malherbe, J., Small, J., Frost, P.E., VanZyl, D., 2007. Can human-induced land degradation be distinguished from the effects of rainfall variability? A case study in South Africa. *J. Arid Environ.* 68, 271-297. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.05.015>

Xu, S., Eisenhauer, N., Pellegrini, A.F.A., Wang, J., Certini, G., Guerra, C.A., Lai, D.Y.F., 2022. Fire frequency and type regulate the response of soil carbon cycling and storage to fire across soil depths and ecosystems: A meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 825, 153921. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153921>

Yang, X., Conacher, A., 2009. Guest Editors' Introduction. *Land Degradation and Rehabilitation in Ecologically Fragile Areas: Research Status and Perspectives*. *GEOGR RES* 47, 1-3. <https://doi.org/10.1111/j.1745-5871.2008.00562.x>

Yengoh, G.T., Dent, D., Olsson, L., Tengberg, A.E., III, C.J.T., 2015. Use of the Normalized Difference Vegetation Index, 1st ed. 2016 edition. ed. Springer.

Zelaya Wziątek, D., Terefenko, P., Kurylczyk, A., 2019. Multi-Temporal Cliff Erosion Analysis Using Airborne Laser Scanning Surveys. *Remote Sens.* 11, 2666. <https://doi.org/10.3390/rs11222666>

Zhang, Z.-Y., Qiang, F.-F., Liu, G.-Q., Liu, C.-H., Ai, N., 2023. Distribution characteristics of soil microbial communities and their responses to environmental factors in the sea buckthorn forest in the water-wind erosion crisscross region. *Front. Microbiol.* 13. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.1098952>

Zhao, C., Zhang, H., Wang, M., Jiang, H., Peng, J., Wang, Y., 2021. Impacts of climate change on wind erosion in Southern Africa between 1991 and 2015. *LAND DEGRAD DEV* 32, 2169-2182. <https://doi.org/10.1002/ldr.3895>

Zhu, Q., Chen, J., Charles P.-A., B., Sonnentag, O., Montagnani, L., O'Halloran, T.L., Scott, R.L., Forsythe, J., Song, B., Zou, H., Duan, M., Li, X., 2024. Albedo-Induced Global Warming Potential Following Disturbances in Global Temperate and Boreal Forests. *J. Geophys. Res.* 129, e2023JG007848. <https://doi.org/10.1029/2023JG007848>

Ziadat, F.M., Taimeh, A.Y., 2013. Effect of Rainfall Intensity, Slope, Land Use and Antecedent Soil Moisture on Soil Erosion in an Arid Environment. *Land Degrad. Dev.* 24, 582-590. <https://doi.org/10.1002/ldr.2239>

How to cite

13

Imbrenda, V., Adamo, M., Coluzzi, R., D'Emilio, M., Garnier, M., Samela, C., Simoniello, T., Tarantino, C., Lanfredi, M. 2024. "Siccità e Land Degradation", in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghese (a cura di), Habitat signa 1, 513-553. Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/13>

Emanuele Romano è ricercatore presso l'Istituto di ricerca sulle acque del CNR. Laureato in Fisica presso l'Università degli studi di Milano, ha conseguito il Dottorato di ricerca in Scienze della terra, svolgendo parte dell'attività presso l'École des Mines di Parigi. Autore di più di cinquanta pubblicazioni scientifiche, negli ultimi anni ha focalizzato le proprie ricerche sulla valutazione degli impatti dei cambiamenti climatici sulle risorse idriche e sui sistemi di approvvigionamento, con particolare riferimento agli eventi siccitosi. Membro della Commissione grandi rischi del Dipartimento della protezione civile, settore "Rischio da incendi boschivi e da deficit idrico" dal 2023, collabora con numerosi enti pubblici (Ministero dell'ambiente, ISPRA, Istat, Autorità di distretto) e gestori del servizio idrico integrato.

Ivan Portoghese è ricercatore presso l'Istituto di ricerca sulle acque del CNR. Laureato in Ingegneria civile presso il Politecnico di Bari, ha conseguito un Dottorato di ricerca in Idrologia sviluppando modelli matematici per la caratterizzazione dei bacini idrografici soggetti a forte variabilità climatica stagionale e inter-annuale. Negli ultimi anni si è occupato dello sviluppo e validazione di metodi e strumenti per la pianificazione e la gestione delle risorse idriche pubblicando numerosi articoli scientifici su varie riviste internazionali. È inoltre coinvolto nello sviluppo di studi e di politiche per la gestione sostenibile delle risorse idriche a supporto di istituzioni ed enti operanti nel settore.

Sempre più spesso i mezzi di comunicazione riportano eventi di siccità sul territorio italiano con impatti drammatici sulla popolazione e sugli ecosistemi.

L'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Forum scientifico intergovernativo sul cambiamento climatico istituito presso le Nazioni Unite, da tempo segnala l'intensificarsi di tali fenomeni nell'area mediterranea a seguito del cambiamento climatico.

Che fare? E quale può essere il ruolo della comunità scientifica a supporto di una *governance* dell'acqua? Il presente volume, redatto dal Gruppo di lavoro "Siccità, scarsità e crisi idriche" del Dipartimento di scienze del sistema terra e tecnologie per l'ambiente del CNR, con il supporto di altre Istituzioni (Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale, Dipartimento della protezione civile, Struttura commissariale per l'adozione di interventi urgenti connessi al fenomeno della scarsità idrica), ha visto il coinvolgimento di quasi cento ricercatrici e ricercatori che hanno tentato di dare risposta a tali quesiti fornendo elementi tecnico-scientifici a supporto di tutti i soggetti che, con diversi ruoli, contribuiscono alla *governance* dell'acqua.

