

Manuale per il restauro ecologico di aree pianiziali interessate da infrastrutture lineari

A cura di:

Meloni F., Lonati M., Martelletti S., Pintaldi E., Ravetto Enri S., Freppaz M.



UNIONE EUROPEA



REGIONE
PIEMONTE



DISAFA
Università degli studi di Torino



Realizzato con il contributo congiunto di Unione Europea, Stato italiano e Regione Piemonte nell'ambito del Programma di sviluppo Rurale 2014-20 - Operazione 1.1.1., Azione 2

**Manuale per il restauro ecologico di aree planiziali interessate da
infrastrutture lineari.**

A cura di: **Fabio Meloni, Michele Lonati, Sara Martelletti, Emanuele
Pintaldi, Simone Ravetto Enri, Michele Freppaz**

Dipartimento di Scienze Agrarie, Forestali e Alimentari

Università degli Studi di Torino.

2019, 135 pp.

ISBN: 978-88-96046-02-9

Forma consigliata di citazione:

Meloni F., Lonati M., Martelletti S., Pintaldi E., Ravetto Enri S., Freppaz M., 2019. Manuale per il
restauro ecologico di aree planiziali interessate da infrastrutture lineari, ISBN: 978-88-96046-02-9.
Regione Piemonte.

Si ringraziano per la preziosa collaborazione scientifica e supporto in campo: il dott. Paolo
Manfredi della m.c.m. Ecosistemi, l'ing. Walter Re della Satap, i colleghi Massimiliano Ferrarato,
Renzo Motta, Antonio Nosenzo, Giacomo Peraldo, Flavio Ruffinatto e Davide Viglietti.

Foto di copertina: Paolo Bertelli e Fabio Meloni

Indice

1. Introduzione	1
1.1. La restoration ecology	3
1.2. Gli impatti delle grandi infrastrutture e dei cantieri	4
1.3. Obiettivi del manuale	5
Bibliografia e sitografia	6
2. Il Suolo nelle operazioni di ripristino ambientale	7
2.1. Introduzione	7
2.2. Qualità del suolo	9
2.2.1 Indicatori di valutazione della qualità del suolo	10
2.2.2. Esempi di indicatori fisici	11
2.2.2.1. Tessitura	11
2.2.2.2. Densità apparente	12
2.2.3. Esempi di indicatori chimici	14
2.2.3.1. Carbonio organico	14
2.2.3.2. Reazione del suolo (pH)	16
2.2.3.3. Calcare totale e calcare attivo	17
2.2.3.4. Capacità di Scambio Cationico	19
2.2.4. Esempi di indicatori biologici	20
2.3. Capacità d'uso dei suoli	22
2.4. Funzioni del suolo e Servizi Ecosistemici	24
2.5. Ripristino e gestione del suolo	26
2.5.1. Caratterizzazione e gestione del suolo prima dell'opera (ante-operam)	26
2.5.2. Caratteristiche del Suolo Obiettivo	31
2.5.3. Caratterizzazione e gestione del suolo in corso d'opera	33
2.5.4. Caratterizzazione e gestione del suolo al termine dell'opera (post-operam)	38
2.5.4.1. Utilizzo di ammendanti	42
2.5.5. Valutazione finale e monitoraggio	44
Bibliografia e sitografia	46

3. Inerbimenti tecnici	51
3.1. Importanza dell'inerbimento nei ripristini ambientali	51
3.2. Tipologie di materiale utilizzabili per la semina	55
3.2.1. Semente di specie foraggere commerciali	55
3.2.2. Semente di specie autoctone non foraggere, propagate a scopo commerciale	57
3.2.3. L'inerbimento diretto	60
3.2.3.1 Impiego di fiorume	60
3.2.3.2 Raccolta di erba verde	62
3.2.3.3 Impiego di miscele per la preservazione	63
3.2.4 Linee guida per la formulazione di un miscuglio con specie commerciali	67
3.3. Valutazione della riuscita dell'inerbimento	75
Bibliografia e sitografia	82
4. La componente forestale	87
4.1. Introduzione	87
4.2. Obiettivi del capitolo	88
4.3. La complessità di un intervento di recupero	89
4.4. Definire gli obiettivi di un progetto di recupero	92
4.5. Fattori che possono compromettere l'esito dell'intervento	94
4.5.1. Ungulati selvatici	95
4.5.2. Erbivori domestici	96
4.5.3. Insetti defogliatori	97
4.5.4. Specie esotiche invasive	98
4.5.5. Stress da trapianto	99
4.6. Causa di mortalità delle piantine	101
4.7. Scelta delle specie da utilizzare	103
4.7.1. Accrescimento e mortalità: un caso studio	105
4.8. La qualità del postime	109
4.9. Le tecniche di allevamento in vivaio	111
4.9.1. Piante in contenitore	111
4.9.2. Piante a radice nuda	113

4.9.3. Piante pronto effetto	114
4.10. Semina diretta	117
4.10.1. Semina diretta: un caso studio	121
4.11. Facilitazione e competizione	123
4.11.1. Effetto dell'ombreggiamento: un caso studio	125
4.12. Gestione dell'impianto	127
4.12.1. Irrigazione di soccorso	127
4.12.2. Contenimento della componente erbacea	128
4.13. Valutazione del grado di recupero	130
Bibliografia e sitografia	132

1. Introduzione

Negli ultimi decenni l'Italia, come il resto dell'Europa, ha assistito a una progressiva diffusione di grandi infrastrutture di trasporto come strade, autostrade e ferrovie ad alta velocità. La costruzione e l'uso di tali infrastrutture di trasporto inevitabilmente causa una serie di impatti sugli ecosistemi interessati direttamente dal passaggio dell'opera o situati in prossimità di questa. Gli ecosistemi direttamente coinvolti dal tracciato dell'opera subiscono gli impatti maggiori, come la parziale distruzione permanente o la frammentazione. Un'ulteriore tipologia di impatto interessa gli ambienti situati in prossimità delle vie di comunicazione dove, proprio a causa della presenza e dell'utilizzo dell'opera, si creano delle condizioni ecologiche particolari in grado di alterare i delicati rapporti tra le componenti ambientali che caratterizzavano il sito. Infine vi è un impatto, anch'esso diretto, dovuto alle fasi di cantierizzazione a servizio dell'opera. Infatti durante il periodo di realizzazione dell'infrastruttura vengono creati piste, piazzali, cave di prestito, scavi, riporti di terra con conseguente compattamento del suolo (Dinetti et al. 2012) o, comunque, alterazione delle sue originarie proprietà fisico-chimiche. L'impatto risulta particolarmente importante quando la realizzazione dell'infrastruttura interessa siti di elevato valore ecologico appartenenti ad esempio alla Rete Natura 2000 (Andrews 1990; Bennett 1991; Atkinson et al. 1992; Forman et al. 1996; Canters 1997).

Per contrastare gli effetti negativi prodotti dalla realizzazione delle infrastrutture di trasporto sugli ambienti naturali o seminaturali adiacenti, vi sono tre approcci fondamentali: la prevenzione (cercare di evitare che avvenga il danno), la mitigazione (minimizzare gli effetti negativi) e la compensazione. Gli interventi di compensazione possono essere "on-site" nel caso in cui si vogliono migliorare le condizioni del luogo affetto dagli impatti negativi o "off-site" se vi è la creazione di nuovi habitat in aree esterne al sito disturbato. Il Codice dell'Ambiente (D.lgs. 152/2006 art. 22, all.VII e ss.mm.ii.) prevede che per ridurre gli effetti negativi di tali opere, durante e/o dopo la realizzazione delle stesse, vengano attuate misure di mitigazione o compensazione compiute ad esempio attraverso la realizzazione di rimboschimenti con specie arboree-arbustive caratteristiche degli ambienti interessati dal passaggio dalle opere.

L'impiego di errate o inappropriate tecniche di progettazione degli impianti, che non tengono conto delle difficili condizioni edafiche in cui spesso si opera, delle condizioni stagionali e microclimatiche differenti rispetto alla situazione *ante-operam*, è una delle principali cause di scarso successo degli interventi di recupero ambientale. All'interno di questo contesto possono essere inseriti gli

interventi di *restoration ecology* che hanno come obiettivo primario la restituzione di un ecosistema in grado di riacquisire in tempi più o meno rapidi l'integrità ecologica intesa come "la capacità di un ecosistema di sostenere e mantenere una comunità adattativa ed equilibrata di microrganismi aventi una composizione di specie, diversità e funzioni paragonabile a quella degli habitat naturali all'interno di una regione" (De Leo e Levin 1997).

1.1. La restoration ecology

La “*restoration ecology*”, forma inglese universalmente accettata e tradotta in italiano come “ecologia del restauro”, è una disciplina scientifica relativamente nuova che tuttavia ha conquistato una posizione importante nel contesto globale dello sviluppo sostenibile. Per anni, prima dello sviluppo di questo concetto, in assenza di una normativa nazionale o internazionale che lo regolamentasse, la costruzione di infrastrutture come reti ferroviarie e stradali veniva realizzata senza porre particolare attenzione agli effetti negativi che essi generavano sull’ambiente circostante. La necessità di introdurre il concetto di “*restoration ecology*” è diventato sempre più evidente, soprattutto in paesi o regioni in cui i valori ecologici hanno sofferto gravi danni o perdite a causa del forte sviluppo economico.

La SER (*Society for Ecological Restoration*) definisce la “*restoration ecology*” come “*gli interventi che favoriscono il re-insediamento di un ecosistema che è stato degradato, danneggiato o distrutto*”. Il significato che il termine assume in questo manuale fa riferimento alle misure concrete che è necessario impiegare per ripristinare le risorse naturali e le funzioni ecologiche alterate da un intervento antropico.

Il recupero naturale di habitat alterati a seguito dell'intervento da parte dell'uomo, avviene secondo dinamiche che possono richiedere tempi molto lunghi, superiori anche a diverse decine di anni, soprattutto se l'impronta dell'intervento ha causato il rimaneggiamento del substrato e l'asportazione del *topsoil* e di conseguenza la quasi scomparsa della banca seme e la rimozione degli apparati radicali (Parrotta et al. 1997). Per questi motivi gli interventi di “*restoration ecology*”, sono volti ad accelerare intenzionalmente il processo di recupero, focalizzando l’attenzione sulle funzioni dell’ecosistema, con l'obiettivo di ottenere un sistema che sia in grado di proseguire nell'evoluzione senza ulteriori interventi da parte dell'uomo (SER 2004).

1.2. Gli impatti delle grandi infrastrutture e dei cantieri

Come tutto il territorio nazionale anche il Piemonte è stato interessato dalla realizzazione di alcune grandi opere legate principalmente all'adeguamento e alla nuova realizzazione di infrastrutture di mobilità. Ne sono un esempio la realizzazione della tratta alta capacità ferroviaria Torino – Milano e l'adeguamento e l'ammodernamento dell'autostrada Torino - Milano. Come già accennato l'entità di questi progetti è tale da implicare molteplici problematiche che interessano le varie matrici ambientali.

Le ripercussioni possono essere dirette e permanenti, dovute cioè alla presenza stessa dell'asse viario; in questo caso gli habitat interessati vengono completamente distrutti o possono subire una frammentazione in più parti. Altri effetti ecologici dell'opera si riflettono sugli ecosistemi adiacenti. Infatti, intorno alle vie di comunicazione si generano differenti condizioni di temperatura, illuminazione, ventilazione ed inquinamento dell'aria, dell'acqua, luminoso ed acustico. Queste condizioni oltre a interessare le comunità vegetali, manifestano i loro effetti anche sulla fauna, favorendo la diffusione di alcune specie (spesso generaliste ed alloctone) e sfavorendone altre. Gli effetti si possono osservare per centinaia e talvolta migliaia di metri di distanza a seconda della tipologia di uso del suolo che caratterizza gli ambienti adiacenti le infrastrutture. Una superficie boscata ad esempio riesce a limitarne la diffusione in modo più marcato rispetto a quanto sia in grado di fare una superficie agricola (Dinetti et al. 2012). Infine ci sono gli impatti dovuti alla fase di cantiere necessaria alla realizzazione dell'opera, che può comportare la realizzazione di aree adibite a deposito di materiali di varia natura, ad ospitare impianti di betonaggio, all'accoglienza delle manovalanze o vere e proprie cave. A seconda della destinazione, le attività di preparazione del cantiere possono essere alquanto differenti e di conseguenza lo sarà l'entità del disturbo all'ecosistema interessato.

Di norma, le attività di cantiere prevedono l'asportazione preliminare degli strati superficiali del suolo, il riporto di inerti per la stabilizzazione della superficie di cantiere e il compattamento del substrato per il ripetuto passaggio di mezzi pesanti. Una volta terminata la loro funzione, le aree di cantiere sono oggetto di interventi di recupero. La situazione di degrado *post-operam* è spesso critica e implica una difficile interpretazione dei fattori che limitano i processi di successione naturale su cui intervenire. Di conseguenza, il buon esito del recupero ambientale può non essere scontato e la pianificazione degli interventi esige un'attenta valutazione delle scelte progettuali che non possono essere generalizzate ma essere diversificate a seconda del grado di alterazione riscontrato e delle risorse a disposizione per effettuare gli interventi.

1.3. Scopo del manuale

Nel contesto degli impatti derivanti dalla realizzazione di grandi infrastrutture viarie, il Dipartimento di Scienze Agrarie, Forestali e Alimentari (DISAFA) dell'Università degli Studi di Torino, ha avviato diverse attività di ricerca con lo scopo di proporre soluzioni innovative e di ausilio alle tecniche tradizionali di recupero ambientale, in ambito di aree pianiziali degradate. In particolare il DISAFA è impegnato nell'individuazione e analisi di quei fattori che possono condizionare l'esito di un intervento di recupero ambientale. Sovente questi fattori sono di difficile individuazione nelle fasi progettuali dell'intervento ed emergono solo ad attività conclusa, obbligando l'operatore a porre rimedio a posteriori, cercando soluzioni alternative che implicano costi non preventivati.

Il presente lavoro si pone l'ambizioso obiettivo di accompagnare gli **operatori di settore** nell'individuazione delle corrette scelte progettuali e realizzative di un intervento in un'area degradata, dove una non adeguata valutazione delle criticità stagionali e micro-climatiche può decretare il fallimento dell'intervento. Allo stesso tempo il manuale vuole essere uno strumento di supporto agli **organi di controllo** per una corretta interpretazione e valutazione dell'efficacia degli interventi di recupero ambientale a partire dalla loro fase progettuale.

Bibliografia e sitografia

- Andrews, A., 1990. Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. *Aust. J. Zool.* 26:130–41.
- Atkinson, R.B., Cairns Jr., 1992. Ecological risks of highways(Review), *Advances in Modern Environmental Toxicology*, Vol. 20: 237-262
- Bennett, A.F., 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review, *Nature conservation 2: the role of corridors*: 99-117.
- Canter, K., 1997. *Habitat Fragmentation & Infrastructure*. Minist. Transp., Public Works & Water Manage., Delft, Netherlands. 474 pp.
- De Leo, G.A., Levin S., 1997. The Multifaceted Aspects of Ecosystem Integrity, *Conservation Ecology*: Vol. 1, N. 1, 22 pages
- Dinetti, M., 2012. *Progettazione ecologica delle infrastrutture di trasporto*. Felici Editore.
- Forman, R.T.T., Hersperger A.M., 1996. Road ecology and road density in different landscapes, with international planning and mitigation solutions. In *Trends in Addressing Transportation Related Wildlife Mortality: Proceedings of the Transportation Related Wildlife Mortality Semina*: 1–22.
- Parrotta, J.A., Turnbull, J.W., Jones, N., 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands, *Forest ecology and management*
- SER, 2004. *Fondamenti di restauro ecologico della SER*, Gruppo di lavoro Scienza e Politica Versione italiana di Roberto Rossi, Novella Ardinghi, Mario Cenni e Marco Ugolini.

2. Il Suolo nelle operazioni di ripristino ambientale

2.1. Introduzione

Negli ultimi decenni lo sviluppo di infrastrutture lineari, quali strade, ferrovie, gasdotti, ecc. è notevolmente aumentato (Rivera et al. 2014), provocando una serie di effetti tra cui la frammentazione degli habitat, il compattamento del suolo, l'erosione e il trasporto di sedimenti (Forman et al. 1998; Coffin 2007). La costruzione di tali opere determina un significativo impatto sul funzionamento e sulle proprietà degli habitat (Rivera et al. 2014), attraverso ad esempio una profonda alterazione del ciclo idrologico locale come risultato della rimozione della vegetazione, dell'asportazione dello strato superficiale del suolo (*topsoil*), del compattamento del suolo durante le fasi di realizzazione dell'opera, della creazione di superfici impermeabili e di sistemi di drenaggio (Toronto and Region Conservation Authority 2012). In particolare, per quanto riguarda il suolo, la realizzazione e la gestione delle infrastrutture lineari determina l'alterazione di molteplici proprietà chimico-fisiche tra cui: a) diminuzione del contenuto di sostanza organica (Ivey e McBride 1999; Kowaljow e Rostagno 2008), b) aumento della densità apparente, c) riduzione della porosità e della capacità di infiltrazione e ritenzione idrica (Soon et al. 2000; Spoor 2006; Kowaljow e Rostagno 2008), d) aumento della conducibilità elettrica e del pH in superficie (Ivey e McBride 1999; Soon et al. 2000), e) aumento della temperatura (Hayhoe e Tarnocai 1993).

Al fine di ridurre gli impatti di tali interventi sulle proprietà del suolo e sul ciclo idrologico, un approccio efficace è quello di implementare le buone pratiche di gestione del suolo durante le fasi di progettazione, costruzione e gestione delle superfici. Tali pratiche generalmente trattano soprattutto la rigenerazione della vegetazione, a volte però senza tenere in debita considerazione le delicate relazioni suolo-pianta, fondamentali per il corretto sviluppo della copertura vegetale (e quindi per la buona riuscita dell'intervento) (Rivera et al. 2014). La mancata applicazione di buone pratiche di gestione per il mantenimento e/o il ripristino della qualità del suolo durante la costruzione di infrastrutture, può causarne alterazioni nelle caratteristiche fisiche, nella biologia e nel contenuto di sostanza organica, tali da rendere queste superfici difficilmente recuperabili, se non con ingenti investimenti di risorse. Diversamente l'utilizzo di opportune tecniche di gestione per il ripristino di suoli di buona qualità consente di ridurre non solo il deflusso superficiale e i

processi erosivi, ma anche di creare substrati idonei alla crescita vegetale, con un successivo minore dispendio di acqua e risorse. I suoli di qualità rappresentano quindi un vantaggio non solo ambientale ma anche di natura economica in quanto richiedono minori costi di gestione. Alla luce di tali considerazioni risulta evidente come una corretta gestione del suolo rappresenti un elemento chiave nei programmi di ripristino ambientale (Lamb et al. 2015).

2.2. Qualità del suolo

Un suolo di qualità (in salute) è in grado di fornire in modo continuativo servizi essenziali per le attività umane e la sopravvivenza degli ecosistemi e di mantenere le sue funzioni specifiche anche in condizioni di perturbazione o in risposta a cambiamenti esterni. Tali aspetti assumono grande rilevanza nel contesto delle infrastrutture lineari, poiché un suolo in salute è in grado di garantire l'infiltrazione e la ritenzione idrica e la regolazione del ciclo degli elementi nutritivi (Toronto and Region Conservation Authority 2012). Un suolo di qualità è in grado di sostenere in modo ottimale la crescita di specie erbacee ed arboree, le quali intercettando le precipitazioni, riducono la quantità d'acqua che arriva al suolo, contribuendo a ridurre il rischio di erosione.

Diversamente un suolo di scarsa qualità, non in salute e degradato, non sarà in grado di funzionare correttamente e quindi non potrà espletare al meglio le sue funzioni. Ad esempio in un suolo compattato la porosità diminuisce, mentre la densità apparente aumenta, causando quindi una riduzione della capacità di infiltrazione e di ritenzione idrica, nonché della capacità di ospitare microorganismi e di supportare la crescita vegetale. Ad esempio è stato dimostrato che un suolo con una densità apparente superiore ad 1.7 g/cm^3 , non consente alle radici di penetrare al suo interno (Morris e Lowery 1988). Inoltre in un suolo compattato gli scambi gassosi sono ridotti, le temperature nel periodo estivo sono elevate, la ritenzione dei nutrienti e l'attività delle micorrize sono ridotte, rispetto ad un suolo non compattato (Bethenfalvay e Linderman 1992). Il ripristino dei suoli nelle aree degradate e in particolare nell'ambito delle infrastrutture lineari deve essere quindi mirato non solo al recupero della copertura vegetale, ma anche al restauro delle funzioni e dei servizi dell'intero ecosistema (Costantini et al. 2015; Perring et al. 2015, Muñoz-Rojas et al. 2016).

La valutazione della qualità del suolo e della direzione del suo cambiamento nel tempo costituisce l'indicatore primario della gestione sostenibile di un territorio. Si tratta di un fondamentale strumento di programmazione per il ripristino e la conservazione della fertilità, per la difesa dall'impatto di fattori antropici e non, per la programmazione nell'uso del suolo e del territorio secondo forme di gestione compatibili con l'utilizzo attuale e futuro (Gelsomino 2010).

2.2.1. Indicatori di valutazione della qualità del suolo

La valutazione della qualità del suolo viene normalmente effettuata mediante l'impiego integrato di **indicatori** agroambientali, normalmente individuati tra le variabili fisiche, chimiche e biologiche del suolo, opportunamente selezionati in relazione alle specifiche problematiche ambientali di un territorio ed alle sue possibili forme d'uso. In questo ambito la comunità scientifica ha recentemente dimostrato un crescente interesse verso le potenzialità diagnostiche degli indicatori ambientali, contribuendo sia con lo sviluppo di nuovi metodi e sistemi di indagine, soprattutto in relazione alla caratterizzazione della componente biotica del suolo e delle sue risposte, sia fornendo gli strumenti concettuali per una corretta interpretazione del dato analitico (Gelsomino 2010).

Gli indicatori sono degli strumenti in grado di rappresentare, a differenti livelli di approssimazione, specifiche condizioni ambientali (Sequi 2006) e il loro utilizzo rappresenta un valido ed efficace strumento per valutare direttamente le proprietà del suolo o per valutare in modo indiretto le sue funzioni (Costantini et al. 2015). Essi per essere considerati validi devono rispondere a quattro requisiti fondamentali: rappresentatività, accessibilità, affidabilità ed operatività (Sequi 2006). Tuttavia è bene precisare che l'utilizzo di un solo indicatore non può descrivere in modo efficace le condizioni di un dato sistema ambientale, pertanto è opportuno l'utilizzo combinato di più indicatori, i quali avranno peso diverso in funzione del contesto ambientale nel quale si opera (Sequi 2006).

L'utilizzo degli indicatori trova applicazione sia nelle indagini preliminari (al fine di valutare le condizioni del suolo *ante-operam* per orientare e pianificare il ripristino) sia nella fase di monitoraggio *post-operam* (per valutare la riuscita dell'intervento e pianificare eventuali interventi di correzione/manutenzione).

Esistono molteplici indicatori per la valutazione della qualità del suolo, di seguito se ne riportano alcuni.

2.2.2. Esempi di indicatori fisici

2.2.2.1. Tessitura del suolo

La tessitura rappresenta la distribuzione per classi di grandezza delle particelle elementari del suolo (sabbia, limo, argilla) all'interno della terra fine (frazione < 2mm) (AA.VV. 2006). La tessitura è un parametro molto importante, in quanto influenza molteplici proprietà chimico-fisiche del suolo tra cui:

- la struttura e la porosità, regolando quindi la circolazione dell'aria e dell'acqua, nonché la ritenzione idrica;
- la coesione, la durezza, la plasticità e l'adesività del suolo (influenzando quindi la lavorabilità e la percorribilità);
- la capacità di scambio cationico (CSC) e la quantità di ioni disponibili nella soluzione circolante del suolo per la nutrizione vegetale.

L'analisi granulometrica consente di determinare la distribuzione percentuale delle particelle del suolo in funzione della loro dimensione (tabella 1). La tessitura del suolo può essere stimata direttamente in campo attraverso una procedura manuale tattile (MATTM 2018) oppure può essere determinata analiticamente in laboratorio (Colombo e Miano 2015). I risultati analitici ottenuti si traducono poi in classi tessiturali in base al contenuto percentuale di sabbia limo e argilla (figura 1). Un suolo franco o di medio impasto è quello in cui si ha una ripartizione equilibrata delle diverse classi granulometriche (35-55% sabbia, 25-45% limo, 10-25% argilla) e che consente quindi le condizioni più favorevoli per la crescita vegetale (Giardini 2004).

Tabella 1. Classi granulometriche (USDA, modificato).

Frazione	Diametro (mm)
Sabbia molto grossa	2 - 1
Sabbia grossa	1 - 0,5
Sabbia media	0,5 - 0,25
Sabbia fine	0,25 - 0,1
Sabbia molto fine	0,1 - 0,05
Limo	0,05 - 0,002
Argilla	< 0,002

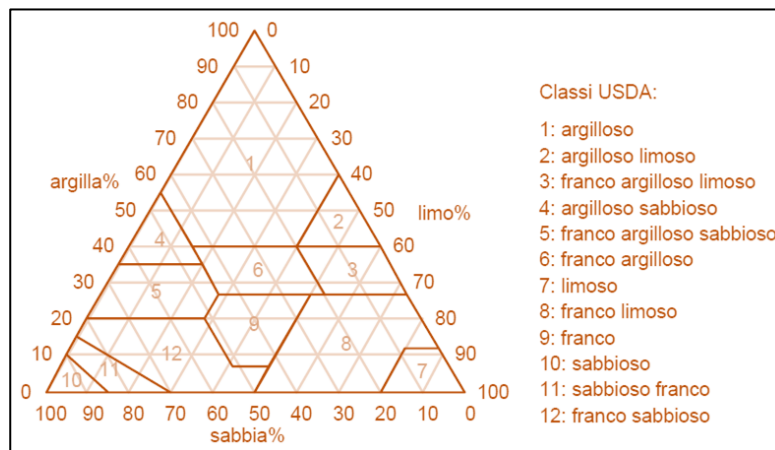


Figura 1. Triangolo per la determinazione della classe tessiturale del suolo con metodo USDA (Costantini 2007, modificato).

2.2.2.2. Densità apparente (bulk density)

La densità apparente del suolo è un parametro fisico che rappresenta la massa per unità di volume di suolo (compresi i vuoti), espresso solitamente in t/m^3 , kg/dm^3 o g/cm^3 (MATTM 2018). Il valore di densità apparente varia in funzione della porosità, la quale è strettamente legata alla struttura del suolo e al grado di compattamento, nonché al contenuto di sostanza organica. Generalmente i valori di densità apparente del suolo vanno da un minimo di 0.8 ad un massimo di 1.7 g/cm^3 (ISPRA 2010), in relazione alla struttura e al contenuto di sostanza organica. Essendo strettamente legata alla porosità e quindi al grado di compattamento del suolo, la densità apparente influenza molteplici proprietà tra cui:

- disponibilità di aria e acqua;
- struttura del suolo;
- lavorabilità e percorribilità;
- infiltrazione e ritenzione idrica;
- ambiente di sviluppo degli apparati radicali;
- nutrizione vegetale.

La densità apparente consente quindi di valutare il grado di compattamento del suolo, nonché di risalire alla porosità. Essa inoltre è essenziale per determinare la disponibilità totale di acqua, gli elementi nutritivi o il carbonio nello strato di suolo esplorato dalle radici, per i bilanci nutrizionali e la gestione dell'irrigazione (MATTM 2018). La densità apparente può essere valutata con strumenti relativamente semplici, costi contenuti e tempi ridotti (MATTM 2018). In generale suoli con una densità apparente elevata sono caratterizzati da una bassa porosità e da ridotta disponibilità di ossigeno con conseguente riduzione di abitabilità del suolo per gli apparati radicali.

Tabella 2. Valori di densità apparente in funzione del tipo di suolo/substrato (MATTM 2018, modificato).

Terreno	Densità apparente (g/cm ³)
Suoli coltivati non organici, 0-30 cm:	
Tessitura media-pesante	1,4 - 1,7
Tessitura leggera	0,8 - 1,4
Orizzonti minerali profondi e roccia madre	1,5 - 1,8
Pascoli e suoli forestali, orizzonte A	0,8 - 1,2
Suoli torbosi	0,1 - 0,3

2.2.3. Esempi di indicatori chimici

2.2.3.1. Carbonio organico

Il contenuto di carbonio organico del suolo (C organico) è sicuramente uno degli indici chiave per la valutazione della qualità del suolo (Costantini et al. 2015; Muñoz-Rojas et al. 2016) in quanto il C organico svolge molteplici e fondamentali funzioni nutrizionali e strutturali, influenzando significativamente le proprietà fisiche, chimiche e biologiche del suolo (Sequi 2006). Il carbonio organico deriva essenzialmente dagli organismi viventi del suolo, dai loro residui post mortali più o meno decomposti, dai residui vegetali e organici presenti sulla superficie e all'interno del suolo, sottoposti a processi di degradazione e humificazione (Colombo e Miano 2015; Costantini et al. 2015). I suoli con un basso contenuto di carbonio organico sono generalmente caratterizzati da una bassa fertilità e biodiversità e da una perdita di struttura che si traduce in una diminuzione della capacità di ritenzione idrica, in un aumento della densità apparente e del grado di compattamento (Lal 2004; Shrestha e Lal 2006). Il contenuto di carbonio organico influenza profondamente molteplici fattori tra cui:

- la struttura;
- la densità apparente;
- la ritenzione idrica;
- Il colore e la capacità termica;
- l'attività microbica;
- la dinamica degli elementi nutritivi del suolo;
- la CSC e il pH.

E' bene precisare che carbonio organico e sostanza organica non sono la stessa cosa, infatti per passare dall'uno all'altra è necessario applicare un coefficiente di conversione pari ad 1.72 (fattore di Van Bemmelen), sulla base del presupposto che la sostanza organica contenga circa il 58% di carbonio (Colombo e Miano 2015) (contenuto di sostanza organica = carbonio organico*1.72).

Indicazioni preliminari sul contenuto di carbonio organico del suolo possono essere desunte in campo valutando il colore degli orizzonti, la struttura, la forma e la consistenza degli aggregati, tuttavia tali indicazioni (che necessitano di una certa esperienza in ambito pedologico) consentono di avere solo una stima qualitativa. Di fatto il contenuto di carbonio organico può

essere determinato con precisione solamente attraverso specifiche analisi di laboratorio (Colombo e Miano 2015). La valutazione sulla dotazione di carbonio organico di un suolo deve tenere conto della tessitura (tabella 3), in quanto a parità di condizioni climatiche, la presenza di argilla favorisce l'accumulo di sostanza organica, presumibilmente grazie all'effetto di protezione chimico-fisica in grado di rallentare i processi di mineralizzazione (Sequi 2006).

Tabella 3. Valori indicativi di dotazione di Carbonio organico in funzione della tessitura del suolo (Sequi 2006, modificato).

Classi tessiturali secondo USDA			
	Sabbioso	Franco	Argilloso
	Sabbioso-franco	Franco-sabbioso-argilloso	Franco-argilloso
	Franco-sabbioso	Franco-limoso	Argilloso-limoso
		Argilloso-sabbioso	Franco-argilloso-limoso
		Limoso	
Dotazione	Carbonio organico (g/kg)		
Scarsa	< 7	< 8	< 10
Normale	7-9	8-12	10-15
Buona	9-12	12-17	15-22
Molto buona	>12	> 17	> 22

Qualora i dati tessiturali non fossero disponibili, è possibile comunque fare delle valutazioni sul contenuto di carbonio organico del suolo, come riportato nella tabella 4. Partendo dai dati relativi al contenuto di carbonio e conoscendo anche il contenuto di azoto totale è possibile ottenere un altro parametro molto utile, ovvero il rapporto carbonio azoto (C/N), il quale fornisce indicazioni sui processi di trasformazione della sostanza organica e quindi ad esempio sulla disponibilità di azoto (tabella 5). Suoli caratterizzati da un C/N troppo basso, avranno una buona disponibilità di azoto per le piante ma una eccessiva mineralizzazione della sostanza organica, con conseguente perdita di carbonio organico e peggioramento delle caratteristiche chimico-fisiche del suolo.

Tabella 4. Valutazione del contenuto di carbonio organico (Corg) % e sostanza organica (S.O.) % (ISPRA 2010, modificato).

Valutazione	C org (%)	S.O. (%)
Molto scarso	< 0,45	< 0,77
Scarso	0,45 - 0,90	0,77 – 1,55
Medio	0,90 - 1,36	1,55 – 2,34
Elevato	1,36 - 1,81	2,34 – 3,11
Molto elevato	> 1,81	>3,11

Tabella 5. Valutazione del rapporto C/N (Regione Liguria, modificato).

C/N	Classificazione	Giudizio	Azoto della S.O.
< 9	Basso	scarsa umificazione della sostanza organica e rapida mineralizzazione	liberato
9-11	Normale	situazione di equilibrio tra sostanza organica umificata e mineralizzata	stabile
> 11	alto	processi di mineralizzazione pressoché nulli	immobilizzato

2.2.3.2. Reazione del suolo (pH)

La reazione del suolo è un parametro fondamentale in quanto singolarmente è in grado di fornire una gran quantità di informazioni relative alle proprietà dei suoli (Colombo e Miano 2015). Essa viene espressa dal valore del pH (logaritmo negativo in base 10 della concentrazione in moli L⁻¹ di ioni H⁺ presenti nella fase liquida ottenuta dall'agitazione del suolo in acqua o soluzione salina) il quale generalmente varia nei suoli tra 4,0 e 8,5 (Colombo e Miano 2015). Il pH è quindi un indicatore di acidità o alcalinità in grado di influenzare molteplici proprietà del suolo tra cui:

- disponibilità dei nutrienti;
- crescita e selezione delle specie vegetale;
- attività microbica;
- solubilità dei minerali;
- solubilità e biodisponibilità di ioni tossici;
- stabilità degli aggregati, grado di compattamento, ecc..

Il pH può essere facilmente misurato in campo mediante un test colorimetrico o con pHmetro portatile, tuttavia la validità e l'interpretazione richiedono il parere di un tecnico, oltre ad un numero elevato di test (MATTM 2018). Valori ottimali di pH sono quelli compresi tra 6 e 7,5, in quanto garantiscono le condizioni ottimali per la crescita vegetale. Nei suoli troppo alcalini ad esempio vi sarà carenza di alcuni microelementi, quali ferro zinco e rame (Celi e Bonifacio 2016), viceversa in suoli acidi vi sarà ridotta disponibilità di azoto, fosforo e potassio (Giardini 2004) ed elevato il rischio di tossicità da alluminio (Celi e Bonifacio 2016).

Tabella 6. Valori di reazione del suolo (pH) (ISPRA 2010, modificato).

Valutazione	Valori
Estremamente acida	< 4,5
Fortemente acida	4,5 - 5,0
Moderatamente acida	5,0 - 6,0
Debolmente acida	6,0 - 6,5
Neutra	6,5 - 7,3
Debolmente alcalina	7,3 - 7,8
Moderatamente alcalina	7,8 - 8,4
Fortemente alcalina	8,4 - 9,0
Estremamente alcalina	> 9,0

2.2.3.3. Calcare totale e calcare attivo

Il calcare totale rappresenta la componente minerale del suolo costituita prevalentemente da carbonati di calcio, magnesio e sodio. Tuttavia la presenza di carbonato di calcio (CaCO_3) è dominante rispetto agli altri carbonati, pertanto normalmente il calcare totale fa riferimento soprattutto al contenuto di CaCO_3 (ARPAV 2007). Il calcare attivo rappresenta invece il carbonato di calcio presente nel suolo che per le sue caratteristiche (natura chimica, cristallinità, ecc..) risulta essere maggiormente reattivo (Colombo e Miano 2015). In generale la presenza di carbonati nel suolo, ed in particolare del carbonato di calcio attivo, influisce su alcune proprietà tra cui:

- formazione degli aggregati e della struttura;
- disponibilità dei nutrienti;

- reazione del suolo.

Il contenuto di calcare totale e calcare attivo viene generalmente determinato analiticamente in laboratorio, tuttavia alcune valutazioni sul calcare totale possono essere effettuate direttamente in campo mediante l'utilizzo di acido cloridrico 1N (MATTM 2018), interpretando l'intensità della reazione chimica (effervescenza) tra l'acido e i carbonati eventualmente presenti (produzione di CO₂) (tabella 7). Entro certi limiti (tabella 8) la presenza di calcare nel suolo è da considerarsi positiva, sia per la funzione nutrizionale esplicita dal calcio nei riguardi delle piante, sia per gli effetti favorevoli sulla struttura e sulla mineralizzazione delle sostanze organiche (ARPAV 2007). Tuttavia suoli troppo ricchi di calcare attivo possono presentare deficit nutrizionali per le piante, limitando la disponibilità di elementi quali il fosforo e il ferro (ARPAV 2007).

Tabella 7. Valutazione sensoriale in campo per il contenuto di carbonati (calcare totale) (MATTM 2018, modificato).

Descrizione di campagna e valori limite	CaCO ₃ (%)	Reazione stimabile	
		con l'udito	con la vista
Non carbonatico	0,1	nessuna	nessuna
Molto poco carbonatico	0,5	da appena percettibile a scarsamente udibile	nessuna
Poco carbonatico	1	da percettibile fino ad udibile moderatamente	leggera effervescenza limitata a granuli singoli scarsamente visibili
	2	da moderatamente e chiaramente udibile anche lontano dall'orecchio	effervescenza generalizzata visibile solo da molto vicino
Carbonatico	5	molto evidente e chiara	effervescenza moderata; evidenti bollicine fino a 3 mm di diametro
Molto carbonatico	10	molto evidente e chiara	effervescenza violenta; evidenti bollicine anche di 7 mm di diametro

Tabella 8. Giudizio sul contenuto di calcare attivo (ISPRA 2010, modificato).

Giudizio	Calcare attivo %
basso	< 1
medio	1 – 3,5
elevato	3,5 – 10
molto elevato	> 10

2.2.3.4. Capacità di Scambio Cationico (CSC)

La CSC è la capacità che hanno le superfici organiche e minerali del suolo di trattenere, attraverso forze elettrostatiche, i cationi (carichi positivamente) e di renderli successivamente disponibili per la nutrizione vegetale (Celi e Bonifacio 2016). Di fatto la CSC misura la quantità di siti aventi carica negativa delle superfici degli scambiatori del suolo, le quali sono in grado di ritenere (e rilasciare) alcuni elementi fondamentali per la nutrizione vegetale, quali calcio, magnesio e potassio (Colombo e Miano 2015). I cationi trattenuti sulle superfici sono in equilibrio dinamico con i cationi della fase liquida del suolo e pertanto possono essere facilmente scambiati con essi (Colombo e Miano 2015). Tutto ciò si traduce col fatto che un suolo avente elevata CSC ha una maggiore capacità di reintegrare nella fase liquida i cationi assorbiti dalle radici o persi per lisciviazione (Colombo e Miano 2015). In generale la CSC è considerata uno dei parametri più importanti per indicare la qualità e la produttività dei suoli, rappresentando quindi uno degli indicatori chiave per la valutazione della fertilità. La CSC dipende soprattutto dal contenuto di sostanza organica e dai minerali argillosi in funzione del pH, il cui aumento causa un incremento delle cariche negative variabili delle superfici organiche e minerali (Celi e Bonifacio 2016). La CSC non può essere misurata in campo e necessita pertanto di specifiche analisi di laboratorio (Colombo e Miano 2015), tuttavia essendo legata a diverse proprietà chimico-fisiche, la sua conoscenza è molto utile poiché consente di effettuare valutazioni complessive sulle caratteristiche e sulle condizioni generali del suolo.

Tabella 9. Giudizio sulla CSC (ISPRA 2010, modificato).

Giudizio	CSC (cmol ₍₊₎ /kg)
Bassa	< 10
Media	10-20
Alta	> 20

2.2.4. Esempi di indicatori biologici

L'importanza degli indicatori biologici per la valutazione della qualità del suolo è cresciuta notevolmente negli ultimi anni, in quanto essi rappresentano un valido ed efficace strumento per valutare la possibile riuscita degli interventi di ripristino ambientale e l'impatto delle successive strategie di gestione/manutenzione (Harris et al. 2003). Di fatto gli indicatori biologici vengono ampiamente utilizzati per valutare i cambiamenti della qualità dei suoli nel tempo e nello spazio e per stimare la fertilità biologica (Marinari et al. 2010). E' stato dimostrato che gli indicatori biologici sono spesso più suscettibili ai cambiamenti e ai disturbi rispetto a quelli fisici e chimici (Bastida et al. 2008), consentendo quindi di rilevare i mutamenti nel tipo di suolo e nelle diverse condizioni di copertura vegetale (Muñoz-Rojas et al. 2016). Esistono diversi indicatori biologici, alcuni richiedono valutazioni analitiche in laboratorio, altri possono essere utilizzati in campo, di seguito si riportano alcuni esempi:

- **indice QBS-ar** (Parisi et al. 2005): è un indice basato sul grado di adattamento di più gruppi di artropodi (Isopodi, Acari, Collemboli, Sinfili, ecc.) alle condizioni ambientali. Questo comporta l'introduzione del concetto di "forme biologiche", ovvero un insieme di organismi che presentano determinate modificazioni delle strutture morfologiche finalizzate ad adattarsi all'ambiente in cui vivono. Ad ogni gruppo, quale parametro di misura del valore ecologico, è attribuito un punteggio, l'indice ecomorfologico (EMI), che può variare da un minimo di 1, attribuito alle forme poco o nulla adattate alla vita edafica, ad un massimo di 20 per le forme che presentano il massimo adattamento alla vita edafica. Maggiore è il grado di adattamento dei microartropodi al suolo e minore è la loro capacità di abbandonare il suolo in condizioni sfavorevoli. La presenza/assenza degli organismi adattati diventa un buon indicatore del livello di disturbo del suolo;
- **respirazione del suolo** (Sequi 2006): è uno dei parametri più utilizzati per quantificare l'attività microbica del suolo. Essa stima l'attività metabolica della popolazione microbica del suolo attraverso la misurazione della CO₂ prodotta dall'ossidazione della sostanza organica. La respirazione del suolo permette quindi di valutare la variazione nella popolazione microbica, la quale è influenzata da molteplici fattori quali l'umidità, la temperatura, la struttura del suolo, il contenuto di sostanza organica, ecc.. Sovente la

respirazione del suolo viene utilizzata per valutare gli effetti dei trattamenti e delle tecniche colturali (es. l'apporto di pesticidi) (ARPAV 2007);

- **conta dei lombrichi** (MATTM 2018): test semplice da utilizzare in campo, ma che fornisce una valutazione preliminare dello stato di salute di un suolo, consentendo di avere indicazioni sulla struttura e sulla dotazione di carbonio. L'attività dei lombrichi infatti garantisce una buona aerazione e circolazione dell'acqua, facilitando inoltre la penetrazione delle radici nel suolo. La valutazione si basa sul conteggio degli individui osservabili (tabella 10), il cui numero è influenzato dalle condizioni stagionali, dall'umidità e dalla reazione del suolo.

Tabella 10. Valutazione del numero di lombrichi per volume di suolo prelevato (20x20x20 cm) (MATTM 2018, modificato).

Giudizio	Descrizione
Pieno di lombrichi	Presenza di lombrichi >8
Numero moderato di lombrichi	Presenza di lombrichi tra 4 e 8
Presenza di pochi lombrichi	Presenza di lombrichi <4

2.3. Capacità d'uso dei suoli

Uno degli strumenti a disposizione per valutare la qualità dei suoli è la Carta della Capacità d'uso. La capacità d'uso dei suoli è un metodo di classificazione elaborato originariamente dal Dipartimento dell'Agricoltura degli Stati Uniti (Klingebiel e Montgomery 1961) allo scopo di classificare i suoli sulla base delle diverse potenzialità produttive in ambito agro-silvo-pastorale. Di fatto la classificazione non si riferisce ad una specifica coltura, ma mira a dare una valutazione riferita al complesso delle colture praticabili su un determinato territorio sulla base delle caratteristiche chimico-fisiche del suolo (Costantini 2006). È bene precisare che la capacità d'uso non è determinata dalla media dei caratteri pedologici, bensì dal fattore considerato più limitante. La classificazione utilizzata in Piemonte prevede due livelli gerarchici costituiti da Classe e Sottoclasse. Complessivamente le classi di capacità d'uso sono 8 (tabella 11), divisibili in due raggruppamenti principali: le classi da 1 a 4, che comprendono i suoli adatti alla coltivazione e le classi da 6 a 8 che comprendono suoli in cui le limitazioni sono tali da non renderli adatti alla coltivazione. La classe 5 invece comprende suoli con forti limitazioni ma che in determinati periodi, a fronte di condizioni temporaneamente favorevoli, possono essere destinati ad utilizzi agrari (IPLA 2010).

Il secondo livello gerarchico comprende invece le Sottoclassi (tabella 12) nelle quali vengono definiti in dettaglio i fattori responsabili della limitazione.

La carta della Capacità d'uso dei Suoli (disponibile sul sito della Regione Piemonte), rappresenta uno strumento estremamente utile che trova impiego soprattutto nella fase preliminare di indagine, consentendo di fare delle valutazioni sulle caratteristiche dei suoli *ante-operam* e dando quindi indicazioni utili per la definizione delle proprietà del suolo obiettivo. La carta rappresenta un importante strumento di pianificazione del territorio, essendo peraltro contemplata dal Piano Paesaggistico della Regione Piemonte, il quale riconosce come aree ad elevato interesse agronomico i territori ricadenti in classe 1, 2 e 3 (nel caso in cui i suoli di classe 1 siano assenti o <10%) (Fila Mauro, 2017). Tale aspetto risulta particolarmente rilevante nell'ambito della realizzazione e gestione delle infrastrutture lineari (e non solo), poiché nelle aree riconosciute di elevato interesse agronomico vengono osservate delle specifiche limitazioni d'uso.

Tabella 11. Tabella interpretativa delle classi di capacità d'uso (IPLA 2010, modificato).

Classe	Profondità utile (cm)	Pendenza (°)	Pietrosità (%)	Fertilità	Disp.O2	Inondabilità	Lavorabilità	Erosione franosità
1	>100	<5	<5	Buona	Buona	>6 anni	Buona	Assente
2	76-100	<5	<5	Moderata	Moderata	>6 anni	Moderata	Assente
3	51-75	5-10	5-15	Scarsa	Imperfetta	>6 anni	Scarsa	Lieve
4	26-50	11-20	16-35		Scarsa	>6 anni	Molto scarsa	Moderata
5			>35			>6 anni		
6		21-35						Forte
7	10-25	>35			Molto scarsa			
8	<10							

Tabella 12. Tabella delle sottoclassi per l'attribuzione delle limitazioni alla capacità d'uso (IPLA 2010, modificato).

s	Limitazioni di suolo	1	Profondità per le radici
		2	Lavorabilità
		3	Pietrosità
		4	Fertilità
w	Limitazioni idriche	1	Disponibilità di ossigeno
		2	Rischio di inondazione
e	Limitazioni stazionali	1	Pendenza
		2	Erosione

2.4. Funzioni del suolo e Servizi Ecosistemici

La qualità del suolo fa riferimento alla sua capacità di fornire e supportare una serie di **servizi ecosistemici** e **funzioni d'interesse** per l'uomo e per il mantenimento della salute dell'ecosistema. La fornitura di questi servizi e funzioni dipende anche dall'uso del suolo (e.g. agrario, zootecnico, urbano, forestale, ricreativo) (Lal 2013). A causa della significativa interconnessione, le pratiche gestionali atte a valorizzare alcuni servizi ecosistemici possono metterne a repentaglio altri o causare processi degradativi (e.g. erosione accelerata, inquinamento dei corpi idrici, perdita di biodiversità). Il Millennium Ecosystem Assessment del 2005 definisce i servizi ecosistemici come i benefici multipli forniti dagli ecosistemi al genere umano. Vengono riportate 4 categorie di servizi ecosistemici:

- supporto alla vita (es. formazione del suolo);
- approvvigionamento (es. produzione di cibo);
- regolazione (es. regolazione del clima);
- valori culturali (es. paesaggio).

Vargas et al. (2015) identificano una serie di servizi ecosistemici forniti dal suolo, con particolare riferimento alle aree montane:

- supporto alla vita (es. supporto alla crescita delle piante);
- approvvigionamento (es. produzione di cibo);
- regolazione (es. regolazione del ciclo dell'acqua);
- valori culturali (es. patrimonio archeologico).

Data la loro grande complessità, la quantificazione operativa dei servizi ecosistemici ed in particolare quelli forniti dal suolo, rappresenta tuttora una grande sfida. Sono state proposte molteplici metodologie per la loro quantificazione, tuttavia non esiste ancora una metodologia univoca da applicare a livello nazionale ed internazionale. Un' interessante applicazione operativa, realizzata in Emilia Romagna dal CNR-IBiMet di Firenze, in collaborazione con il Servizio Geologico, Sismico e dei Suoli, è stata presentata nel lavoro di Calzolari et al. 2016. Il metodo proposto è basato su indicatori per valutare e mappare i molteplici contributi del suolo alla fornitura dei

servizi ecosistemici, sulla base delle funzioni del suolo desunte dai dati pedologici disponibili fino ad una profondità di 100 cm. In particolare il metodo si è occupato di:

- a) definire i servizi ecosistemici basati sul suolo attraverso l'utilizzo dei dati disponibili (carte tematiche) e tenendo conto dei fabbisogni economici e sociali;
- b) definire e classificare opportuni indicatori;
- c) valutare e mappare la potenzialità dei suoli di fornire servizi ecosistemici.

Diversi esempi di valutazione dei servizi ecosistemici, basati su approcci di natura economica, sono riportati nel Secondo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia (2018). Il Rapporto delinea in via sperimentale un percorso metodologico basato sull'attribuzione di una misurazione monetaria del flusso di Servizi Ecosistemici, riportando le prime applicazioni dei sistemi di contabilità economico-ambientale di alcuni servizi come l'impollinazione agricola, i servizi ricreativi, la purificazione delle acque, ecc. e dando inoltre valutazioni economiche sulla qualità degli habitat e sulla mitigazione dell'erosione del suolo.

2.5. Ripristino e gestione del suolo

2.5.1. Caratterizzazione e gestione del suolo prima dell'opera (*ante-operam*)

In fase preliminare, tramite sopralluoghi in loco e ricerca documentale, vanno raccolte tutte le informazioni utili a definire adeguatamente le caratteristiche del sito. Il livello di approfondimento dei rilievi *ante-operam* è da valutare in relazione alla portata dell'opera: un intervento più invasivo richiederà la raccolta di informazioni più dettagliate. In fase progettuale vanno analizzati gli impatti che l'intervento avrà sull'area interessata e sui diversi sistemi coinvolti: acque, suolo, flora, fauna, paesaggio, attività agricole, tenendo conto innanzitutto della destinazione d'uso dei fondi precedente all'esecuzione dei lavori. Nelle fasi preliminari della progettazione, laddove sia realizzabile, è utile un'analisi storica dell'area con l'obiettivo di conoscere le caratteristiche e il tipo di utilizzazione effettuata precedentemente. È altresì opportuno individuare anche gli elementi che, per importanza paesaggistica o naturalistica, necessitano di specifici accorgimenti per la loro protezione durante l'esecuzione dei lavori (ad es. alberi monumentali, suoli di elevato pregio naturalistico). Un'accurata indagine preliminare permette di avere una conoscenza globale delle aree interessate dal cantiere e delle eventuali problematiche presenti, consentendo non solo di orientare al meglio le scelte in fase progettuale, ma anche di migliorare la gestione dell'intervento in corso d'opera, valutare la riuscita del ripristino e indirizzare gli interventi di correzione/manutenzione in fase di monitoraggio. Di seguito si riportano le indagini preliminari necessarie alla pianificazione dell'intervento di ripristino.

- Rilevamento piano altimetrico e rappresentazione cartografica dell'area

Indagine preliminare delle cartografie e successivi rilievi in campo volti all'individuazione delle seguenti informazioni relative all'area:

- esposizione;
- pendenza;
- dimensioni area;
- opere di contenimento e copertura del suolo presenti (es. muri di sostegno, vegetazione arborea/arbustiva/erbacea).

- Indagini geologiche e geotecniche

Una conoscenza preliminare della geologia e dei litotipi è fondamentale, in quanto tali aspetti assumono grande importanza nelle fasi di ricostituzione del suolo. Le lavorazioni in corso d'opera possono talvolta interessare gli orizzonti profondi del suolo, che sono generalmente più ricchi di scheletro (frazione grossolana del suolo di dimensioni superiori ai 2 mm) che deriva in massima parte dalla degradazione fisica della roccia madre. La successiva alterazione dei minerali di questa frazione granulometrica è alla base della pedogenesi, pertanto le proprietà dei litotipi sono fondamentali per la conoscenza dei suoli e della loro evoluzione. In particolare, la maggiore o minore velocità di alterazione dei minerali e dunque la loro stabilità, dovuta non solamente alla struttura cristallina di molti di essi, ma anche all'ambiente di alterazione, influenza la neogenesi dei minerali argillosi, argille fillosilicatiche e ossidrossidi di ferro e alluminio, che sono una delle fasi fondamentali per la funzionalità/fertilità del suolo. Inoltre, come è noto, la natura della roccia madre può condizionare anche la tipologia delle associazioni vegetali che possono insediarsi sul suolo che vi si origina.

- Indagini idrogeologiche e climatiche

Nelle fasi di ricostituzione o conservazione del suolo l'irrigazione può rivelarsi fondamentale soprattutto nelle fasi immediatamente successive alla semina per permettere ai semi di attecchire più rapidamente al substrato ed eventualmente sostenere la vegetazione nascente in caso di stress idrico. Studi specifici relativi alla climatologia delle aree di intervento, integrati da valutazioni della capacità di ritenzione idrica del suolo, possono fornire importanti indicazioni circa l'opportunità o meno di realizzare impianti irrigui e/o irrigazioni di soccorso. La stima del contenuto d'acqua disponibile nel suolo, in particolare, può fornire indicazioni per la gestione del miglioramento e per la scelta delle specie da utilizzare negli interventi per il ripristino della componente vegetale. Il contenuto idrico del suolo può essere valutato:

- essiccando in stufa una quantità nota di campione di suolo e ripensandolo poi asciutto (umidità gravimetrica);
- utilizzando un tensiometro con il quale si misura la forza con la quale l'acqua è trattenuta dal suolo;

Un'indagine climatica preliminare è di fondamentale importanza per avere delle informazioni riguardo le condizioni climatiche che caratterizzano l'area d'intervento. Osservazioni sul clima sufficientemente prolungate nel tempo sono generalmente raccolte dalle numerose stazioni meteorologiche presenti a livello regionale, gestite da enti differenti (es. ARPA Piemonte).

- Indagini pedologiche

Se il progetto di ripristino prevede, per tutta od almeno per parte dell'area interessata dai lavori necessari alla realizzazione dell'infrastruttura, la ricostituzione di un suolo simile a quello esistente prima degli interventi, è evidente che è necessario conoscere i tipi di suoli preesistenti e la loro distribuzione sul territorio. Il processo più lineare per avere tale informazione prevede la disponibilità di una cartografia dei suoli dell'area di dettaglio adeguato (1:50.000 – 1:10.000).

Qualora tale cartografia non fosse disponibile occorre effettuare una specifica indagine pedologica, differente in funzione delle caratteristiche delle diverse aree d'intervento:

- cantieri industriali fissi (es. impianti betonaggio): per ciascuna delle aree potrà essere realizzata la cartografia dei suoli in scala 1:10.000, al fine di caratterizzare con precisione la consistenza e le caratteristiche della copertura pedologica esistente;
- infrastruttura in via di realizzazione: per ciascuna area potrà essere realizzata la cartografia dei suoli in scala 1:25.000 per un'ampiezza variabile in funzione del tipo di opera (es. 200 m);
- aree di elevato valore naturalistico: l'indagine sul suolo può accompagnarsi ad indagini di altre componenti ambientali (es. vegetazione), applicando eventualmente indici specifici quali ad esempio le forme di humus.

Le osservazioni di campagna permettono poi di raccogliere le necessarie informazioni pedologiche, attraverso la realizzazione di profili di suolo, trivellate e *minipits*. Sono altresì eseguite in campo la determinazione della *bulk density* e le prove penetrometriche per stimare la resistenza alla penetrazione del suolo.

I rilievi pedologici possono essere eseguiti con diverse modalità (Costantini 2007), tenendo presente la necessità di descrivere anche i caratteri stazionali (tabella 13). In particolare possono essere realizzate indagini a diverso grado di dettaglio, come di seguito riportato:

- **Profilo (P):** è uno scavo di dimensioni adeguate tali da consentire la descrizione morfologica del suolo e consentire il prelievo di campioni per le analisi di laboratorio. La larghezza della trincea deve consentire di apprezzare la variabilità laterale del suolo (max 2 – 7 metri), mentre la profondità (max 2 – 2,5 m) deve permettere di osservare il materiale parentale da cui ha avuto origine il suolo. Lo scavo deve essere effettuato in una zona rappresentativa dell'area d'indagine, evitando le situazioni anomale, ovvero dove siano evidenti alterazioni rispetto alle condizioni naturali. È possibile utilizzare eventuali sezioni artificiali già aperte, purché vengano ripulite e approfondite di almeno 20-30 cm. Una volta aperto, previa registrazione delle coordinate mediante GPS, il profilo pedologico deve essere ripulito e fotografato (ponendo un metro per apprezzarne la profondità e i limiti degli orizzonti), dopodiché si procede alla descrizione rilevando i parametri riportati in tabella 13. Per la valutazione dei parametri chimico-fisici e degli indicatori di qualità è necessario effettuare il campionamento del suolo. E' buona norma effettuare il prelievo partendo dall'orizzonte più profondo e procedendo via via verso quelli superficiali, onde evitare di "inquinare" i campioni con i residui degli orizzonti soprastanti. La quantità di campione da prelevare è funzione del numero di analisi da effettuare, tenendo conto delle eventuali difficoltà di prelievo e trasporto dei campioni. Generalmente, dove possibile, è opportuno prelevare da 0,5 fino a 1 kg di suolo per orizzonte. Tale quantità risulta nella maggior parte dei casi più che sufficiente per eseguire le analisi standard (ad es. tessitura, pH, C org, ecc.), tuttavia per alcuni indicatori potrebbe essere necessario un quantitativo superiore, pertanto è buona norma contattare preventivamente il laboratorio preposto alle analisi. Al termine del rilievo è opportuno richiudere il profilo cercando di ripristinare il più possibile le condizioni precedenti lo scavo.



Figura 2. Profilo pedologico.

Tabella 13. Caratteri stazionali e parametri rilevabili in campo (Costantini 2007, modificato).

Caratteri stazionali	Parametri degli orizzonti rilevabili in campo
<ul style="list-style-type: none"> • Quota • Pendenza • Esposizione • Uso del suolo • Materiale parentale • Geomorfologia • Pietrosità superficiale • Rocciosità • Rischio di inondazione • Erosione/deposizione • Falda • Profondità del suolo e • Permeabilità 	<ul style="list-style-type: none"> • Denominazione orizzonti genetici • Limiti orizzonti (profondità limite superiore/inferiore, tipo e andamento) • Umidità • Colore • Screziature (colore, quantità, dimensioni, distribuzione) • Cristalli, noduli, concrezioni • Reazione HCl • Tessitura • Scheletro (abbondanza, dimensioni, forma, grado di alterazione) • Struttura (tipo, grado, dimensione aggregati) • Macroporosità • Fessure • Radici (abbondanza e dimensioni) • Pellicole (argilla, sostanza organica ecc..)

- Trivellata (T): rilievo eseguito mediante l'utilizzo di una trivella (figura 3) che consente di estrarre delle "carote di suolo". Si tratta di una osservazione più rapida ed economica rispetto al profilo, infatti viene utilizzata soprattutto per individuare il sito idoneo allo scavo pedologico o per verificare la distribuzione spaziale di un certo tipo di suolo in una specifica area. Per sua natura la "carota di suolo" è piuttosto disturbata, pertanto essa permette di osservare solo alcune proprietà (tabella 14). Il rilievo deve essere eseguito inserendo la trivella perpendicolarmente nel suolo, evitando di utilizzare aperture già presenti (ad es. fessure, tane di animali ecc.). L'utilizzo della trivella risulta limitato nei suoli con un'elevata presenza di scheletro.



Figura 1. Trivella.

Tabella 14. Esempi di parametri del suolo rilevabili tramite trivellata (Costantini 2007, modificato).

Parametri rilevabili mediante trivellata
<ul style="list-style-type: none">• Profondità• Identificazione orizzonti• Limiti (profondità limite superiore/inferiore, tipo)• Umidità• Colore• Screziature (colore)• Tessitura (cambi tessiturali)

- Pozzetto o *minipit* (Q): osservazione del suolo più superficiale, utilizzata nei casi in cui non sia necessaria una conoscenza degli strati più profondi del suolo o qualora le condizioni del sito non consentano l'utilizzo di mezzi meccanici. Generalmente lo scavo raggiunge circa i 50-70 cm di profondità e i 100 cm di larghezza.
- Osservazione superficiale o speditiva (O): annotazione o descrizione speditiva delle condizioni superficiali del suolo o di sezioni naturali o artificiali in grado di fornire informazioni relative ad alcune caratteristiche del suolo, come ad esempio la presenza di specifici processi pedogenetici in atto.

2.5.2. Caratteristiche del Suolo Obiettivo

L'obiettivo primario del ripristino è quello di ottenere un suolo che sia in grado di svilupparsi attraverso i processi della pedogenesi, in maniera tale da ottenere caratteristiche idonee alle funzioni attribuitegli dal progetto. Secondo una visione conservativa si dovrebbe ottenere un suolo quanto più simile alla situazione originaria o comunque che risponda alle esigenze di utilizzo

dell'area. Nella ricostruzione del suolo, non potendo riprodurre la complicazione naturale degli strati (orizzonti) è necessario tentare di riprodurre i principali orizzonti attraverso uno schema semplificato a due o anche tre "pseudo - orizzonti", assegnando loro funzioni di nutrizione (orizzonte A), serbatoio idrico (orizzonte B) e drenaggio e ancoraggio (orizzonte C) (figura 4). Il primo strato ha in genere una profondità approssimativa di circa 20-30 cm e corrisponde agli orizzonti più importanti per lo sviluppo degli apparati radicali e generalmente con un'attività biologica più elevata. Per un suolo profondo un metro possiamo considerare, ad esempio, due strati: uno che va dalla superficie fino a 30 cm ed uno da 30 fino a 100 (ISPRA 2010).

Un esempio delle principali caratteristiche e qualità che dovrebbe avere il suolo all'interno di un progetto di ripristino (il cosiddetto suolo obiettivo) sono riportate nelle tabelle 15 e 16 (ISPRA 2010). Tuttavia nella maggior parte dei casi, al termine dei lavori i suoli non rispondono ai requisiti di qualità richiesti, pertanto saranno necessari interventi correttivi con materiali organici e minerali, in modo da raggiungere i livelli minimi previsti (es. contenuto di sostanza organica, pH, ecc.).

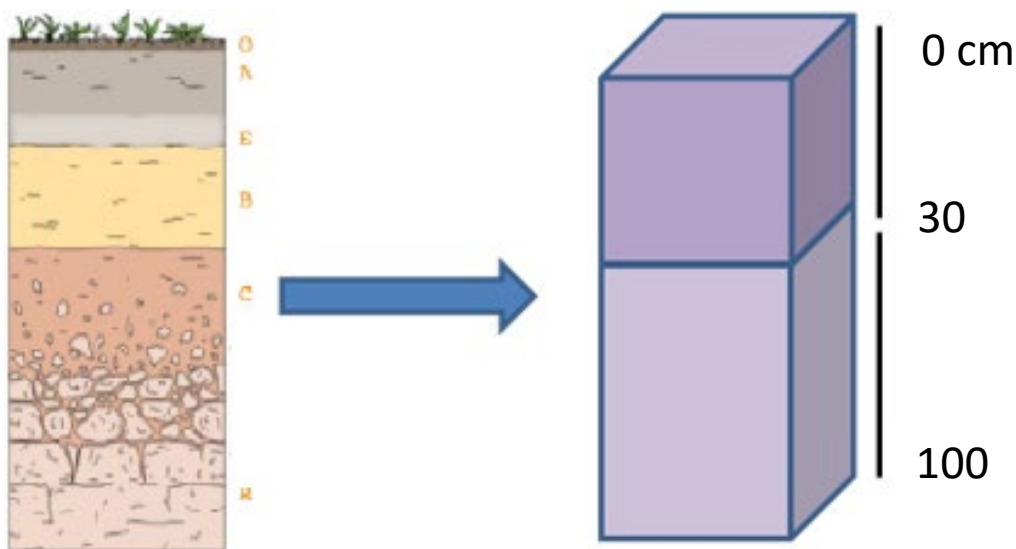


Figura 4. Schema semplificato per la ricostituzione del suolo. A sinistra un esempio di profilo di suolo *ante-operam* (SIPe 2019, modificato). A destra uno schema semplificato di profilo *post-operam*.

Tabella 15. Esempio di caratteri e qualità degli orizzonti del suolo obiettivo (ISPRA 2010, modificato).

Carattere/qualità del suolo	Orizzonti superficiali (strato 0-30 cm)	Orizzonti sub-superficiali (strato 30-100 cm)
Tessitura (USDA)	Sabbia ≥ 50%; argilla 10-20%; limo 10-30%	Sabbia ≥ 50%; argilla 10-20%; limo 10-30%
Frammento grossolani di diametro < 25 mm	Frequente (15,1-35,0% in volume della terra fine)	< 35,0%
Reazione (pH in H₂O)	pH da 6,1 a 7,0	pH da 6,1 a 7,0
Carbonio organico (%)	> 0,9	> 0,4
Calcare totale (%)	Debolmente calcareo	Debolmente calcareo
Calcare attivo (%)	Medio	Medio
Capacità di scambio cationico (cmol₍₊₎/kg)	> 10	> 10
Salinità	Non salino	Non salino

Tabella 16. Caratteri e qualità del suolo obiettivo riferiti all'intero spessore del suolo (ISPRA 2010, modificato).

Carattere/qualità del suolo	Valore
Rocciosità superficiale	Assente
Pietrosità superficiale	< del 15%
Profondità utile alle radici	100 cm
Capacità in acqua disponibile	> 100 mm
Conducibilità idraulica (Ksat)	Da 100 a 10 μm/s
Drenaggio interno	Buono
Disponibilità di ossigeno	Buona
Scorrimento superficiale	Basso o assente

2.5.3. Caratterizzazione e gestione del suolo in corso d'opera

La realizzazione dell'opera comporta rischi di degradazione del suolo che possono essere così sintetizzati:

- perdita di orizzonti superficiali di elevata fertilità a seguito di operazioni di scotico effettuate senza un idoneo accantonamento del suolo e/o effettuando una sua conservazione non idonea;

- inquinamento chimico determinato da sversamenti accidentali di sostanze contaminanti sia per infiltrazione negli strati profondi del suolo, sia per scorrimento superficiale a carico delle aree limitrofe, a causa della mancata o insufficiente regimazione delle acque interne ai cantieri;
- perdita di suolo per erosione nelle aree limitrofe ai cantieri (soprattutto presso le aree caratterizzate dai maggiori dislivelli, presso le incisioni fluviali) a causa della mancata o insufficiente regimazione delle acque di cantiere.

Nel corso dei sopralluoghi le aree devono essere esaminate per quanto riguarda la congruità dei lavori eseguiti rispetto alle esigenze di conservazione dei suoli sia all'interno che all'esterno delle aree stesse, in riferimento alla fase di esercizio e al futuro ripristino.

Al fine di raggiungere gli standard qualitativi del suolo obiettivo nella fase post-costruzione, le buone pratiche di gestione possono essere applicate in modo selettivo nelle diverse aree dello stesso cantiere. Ad esempio se un suolo è stato adeguatamente protetto dai disturbi e dal compattamento durante i lavori, potrebbe verosimilmente già raggiungere gli standard qualitativi minimi previsti e non necessitare pertanto di restauro, consentendo quindi un abbassamento dei costi. In sede preliminare è opportuno quindi individuare le aree ove non vi sia la necessità di asportare il suolo, valutando altresì l'eventuale presenza di vegetazione arborea ed arbustiva, la quale dovrà essere adeguatamente protetta durante l'esecuzione dei lavori.

Durante la pianificazione del cantiere sarà quindi opportuno individuare diverse aree all'interno delle quali valutare l'applicazione selettiva delle pratiche di gestione del suolo. Di seguito si riportano le procedure per una corretta gestione del suolo in corso d'opera.

A) Protezione del suolo e delle piante in situ

- Proteggere dal compattamento e dall'erosione il suolo esistente delimitando le aree con barriere geotessili, provvedendo alla posa di materiale protettivo (geotessile) e realizzando opere di regimazione delle acque;
- realizzare aree di protezione per la vegetazione arborea esistente:
 - per il dimensionamento dell'area si consiglia di applicare una distanza di almeno 6 cm dal tronco per ogni cm di diametro del fusto (City of Toronto 2010);

- se il suolo dell'area di protezione della pianta è compattato eseguire una scarificazione per aumentare la permeabilità;
- nell'area di protezione della pianta deve essere presente uno strato di almeno 5-10 cm di lettiera (strato costituito da foglie e residui vegetali a diverso grado di decomposizione), in caso di assenza apportare 2-3 cm di compost seguito da uno strato di 5 cm di pacciamatura;
- in casi particolari (es. piante di grandi dimensioni o di particolare pregio o importanza) (figura 5), ove possibile sarebbe opportuno limitare il transito dei macchinari ad 1 metro di distanza dal limite della chioma (figura 5).



Figura 5. Area di protezione di un albero di grosse dimensioni, le linee nere rappresentano il limite della chioma (Toronto and Region Conservation Authority 2012, modificato).

B) Asportazione e conservazione del *topsoil*

- Valutare le condizioni di umidità del suolo per non degradarne la struttura e quindi alterarne, in senso negativo, le caratteristiche idrologiche (infiltrazione, permeabilità) e altre caratteristiche fisiche con la creazione di strati induriti e compatti, inadatti allo sviluppo degli apparati radicali;
- separare gli orizzonti superficiali (orizzonti A generalmente corrispondenti ai primi 20-30 cm), dagli orizzonti minerali sottostanti (orizzonti B e/o C a profondità > di 30 cm);
- eseguire una vagliatura prima del deposito al fine di separare il pietrame più grossolano da utilizzare come fondo del cumulo per favorire lo sgrondo dell'acqua.

Gli orizzonti più superficiali del suolo presentano le condizioni ottimali per l'insediamento delle specie autoctone nel caso di riutilizzo di materiale vegetale locale, ma anche per la germinazione delle specie commerciali. Essi possono contenere, inoltre, una banca seme molto ricca e materiale per la propagazione per via vegetativa, presupposto essenziale ad un inerbimento spontaneo con specie native, solitamente assenti nei miscugli commerciali.



Figura 6-7. Fasi di lavoro del cantiere, a sinistra opere di sbancamento e creazione dei cumuli, a destra, scavo e asportazione dell'orizzonte più superficiale (colore più scuro) (Bassignana et al. 2011, modificato).

C) Stoccaggio provvisorio

- Separare gli orizzonti superficiali da quelli profondi; eventualmente, se presenti, separare anche i materiali vegetali superficiali più o meno decomposti (lettiera) dal *topsoil*. I materiali vegetali con diametro > di 30 cm vanno anch'essi separati;



Figura 8. Separazione in cumuli degli orizzonti più superficiali e di quelli più profondi (Bassignana et al. 2011, modificato).

- selezionare la superficie sulla quale s'intende realizzare il deposito, in modo che abbia una buona permeabilità e non sia sensibile al costipamento; eventuale posa a terra di uno strato protettivo;



Figura 9. Stesura di un telo protettivo alla base del cumulo.

- realizzare cumuli distinti (in funzione del materiale, ovvero lettiera, *topsoil*, strati minerali, materiale vegetale di grosse dimensioni) di forma trapezoidale di altezza non superiore ai 1,5-2,5 m d'altezza, rispettando l'angolo di deposito naturale del materiale e tenendo conto della granulometria e del rischio di compattamento;
- impedire l'erosione attraverso corrette opere di regimazione delle acque e proteggendo lo strato organico superficiale;



Figura 10-11. Fenomeni di erosione nei cantieri.

- impedire il compattamento del suolo senza ripassare sullo strato depositato;
- preservare la fertilità del suolo seminando specie leguminose con possibilità di effettuare inerbimento in caso di interventi **di lunga durata**;

NB: se si prevedono interventi di lunga durata (ove non sia possibile o conveniente l'inerbimento) è opportuno proteggere i cumuli con materiale geotessile al fine di limitare le perdite di fertilità, l'erosione e l'invasione di specie indesiderate; lo stoccaggio dovrebbe durare preferibilmente **meno di 6 mesi, max 1 anno**, considerato che oltre i 6 mesi si verifica una drastica riduzione degli organismi del suolo (AASHTO 2011); per stoccaggi > di 6 mesi e con cumuli di altezza superiore ad 1,5 m si consiglia di apportare compost per ripristinare la struttura del suolo e le popolazioni di organismi;

- monitorare ed eliminare eventuali sversamenti.



Figura 12. Sversamento di materiale in prossimità dei cumuli.

2.5.3. Caratterizzazione e gestione del suolo al termine dell'opera (*post-operam*)

Nella fase *post-operam* il monitoraggio dovrà verificare che il ripristino delle aree temporaneamente occupate sia stato realizzato correttamente. La capacità di utilizzo delle aree e la loro funzionalità dovranno corrispondere alla situazione *ante-operam*. Sarà altresì necessaria la verifica di un eventuale peggioramento delle proprietà fisiche del suolo (struttura, permeabilità, porosità, consistenza) a seguito di non corrette modalità di ripristino. Di seguito si riportano le procedure per una corretta gestione del suolo al termine dell'opera:

- **eliminazione dei residui di lavorazione**, del materiale protettivo eventualmente posato (*tout venant*) sulla superficie degli orizzonti minerali;



Figura 13. Cumuli di materiale e di residui di lavorazione.

- **dissodamento del suolo** attraverso uno scasso fino a 60 – 80 cm. L' Obiettivo è favorire la creazione di una macroporosità in grado di permettere una buona circolazione dell'aria e dell'acqua per un corretto sviluppo delle radici (Rivella et al. 2006). Si sottolinea l'importanza di effettuare tali operazioni quando il suolo è in "tempera" ovvero quando l'acqua in eccesso dovuta alle precipitazioni è defluita per gravità in profondità (Rivella et al. 2006);
- se il suolo è stato molto compattato è necessario procedere anche ad un **decompattamento**, con l'aiuto di un *ripper* montato su trattore di almeno 150 HP di potenza (Rivella et al. 2006);
- **posa del suolo** opportunamente accantonato: il riporto degli orizzonti superficiali di suolo, asportati durante i lavori di scavo, deve essere eseguito con molta attenzione: è importante ridistribuire gli orizzonti nel giusto ordine per non stravolgere le caratteristiche pedologiche del suolo e compromettere l'insediamento della copertura vegetale. In particolare occorre seguire gli accorgimenti di seguito riportati:



Figura 14. Posa del suolo.

- **creazione di uno strato drenante** di base utilizzando la frazione più grossolana, eventualmente utilizzando lo scheletro;
- **distribuzione della frazione** minerale più fine o superficiale con eventuale interrimento dei sassi o utilizzo della frantumatrice. Se il riporto del suolo avviene su substrati particolarmente grossolani, al fine di evitare il deposito del terreno vegetale nella macroporosità degli strati sottostanti, è opportuna la posa di uno strato di fibra organica/geotessuto;
- **distribuzione del *topsoil***: eventuale posa di «terreno vegetale alloctono», le cui caratteristiche devono essere opportunamente verificate (assenza di scheletro grossolano, tessitura franca, pH compreso tra 5,5 e 7, sostanza organica >1,5%, $8 < C/N < 15$, assenza di elementi tossici) (Rivella et al. 2006). La quantità di *topsoil* (accantonato o alloctono) da distribuire sulla superficie è un parametro cruciale per il ripristino della funzionalità del suolo e della vegetazione (Rivera et al. 2014). Il suolo è una risorsa non rinnovabile (e costosa) e come tale deve essere utilizzata in modo oculato. A tal proposito alcuni studi (ad es. Rivera et al. 2014) hanno dimostrato come l'apporto di 30 o 10 cm di suolo produca risultati del tutto simili in termini di ricchezza di specie e composizione floristica, mentre altri studi hanno

evidenziato un incremento della copertura vegetale (Holmes 2001) e una diminuzione della ricchezza di specie all'aumentare del quantitativo utilizzato (Bowen et al. 2005). Nel caso di semina di specie erbacee annuali su scarpata, gli studi di Rivera et al. hanno evidenziato come l'apporto di 10 cm di *topsoil* rappresenti il giusto compromesso tra costi e benefici. Diversamente le specie erbacee perenni e quelle arboree/arbustive sembrerebbero trarre vantaggio dall'impiego di una maggiore quantità di suolo (Rivera et al. 2014). Alla luce di tali considerazioni è evidente che la quantità di *topsoil* da apportare è funzione di molteplici aspetti tra cui: a) condizioni stazionali, b) qualità del materiale apportato, c) specie utilizzate per il ripristino della copertura vegetale d) corretta applicazione delle buone pratiche, ecc.. È bene sottolineare che una corretta conservazione e gestione del *topsoil* preesistente consente un notevole risparmio, considerato che il costo al m³ per il terreno vegetale da rivestimento scarpate è di circa 16,00 euro mentre il terreno vegetale con humus ha un costo di circa 35,00 euro (Listino Prezzi Regione Piemonte 2018);

- **aratura incrociata**, fino ad una profondità di almeno 30 cm, per incorporare il «terreno vegetale» (*topsoil* locale o alloctono) con quello dissodato in loco (generalmente orizzonti minerali B e/o C). In questo modo si evita la creazione di una discontinuità tra il suolo riportato e quello sottostante, generalmente causa di uno sviluppo superficiale degli apparati radicali (Rivella et al. 2006);
- **letamazione** auspicabile o comunque preferibile all'impiego di concimi minerali, i quali devono essere somministrati negli anni successivi e causano in generale uno sviluppo superficiale degli apparati radicali (Rivella et al. 2006);
- **concimazione** minerale localizzata nelle eventuali buche d'impianto delle specie arboree (Rivella et al. 2006).

Nelle situazioni più complesse può risultare utile la distribuzione di altri ammendanti quali compost e zeolite. La quantità da distribuire è funzione delle caratteristiche del suolo obiettivo.

In natura il suolo è frutto di una lunga e complessa evoluzione, che vede l'interazione di diversi fattori (clima, substrato, morfologia, vegetazione, uomo e tempo), nel caso di ripristino l'obiettivo

è quello di predisporre un suolo in una sua fase iniziale, ma che abbia poi i presupposti per evolvere mantenendo caratteristiche ritenute idonee (ISPRA 2010).

2.5.3.1. Utilizzo di ammendanti

Nelle fasi finali dei lavori, al fine di migliorare le caratteristiche del suolo, è buona pratica apportare ammendanti organici (letame o compost) o minerali (zeolitite) prima della semina. L'uso di ammendanti è fortemente consigliato specialmente quando si verifica un impoverimento del suolo dal punto di vista nutritivo e quando sussistono problemi di stabilità legati ai fenomeni erosivi. Gli ammendanti consentono un miglioramento delle proprietà fisiche, chimiche e spesso anche biologiche. Ad esempio letame e compost agiscono sull'aggregazione delle particelle del suolo aumentando la loro resistenza nei confronti delle precipitazioni.

- Utilizzo della Zeolitite

La zeolitite è un minerale che consente di migliorare alcune caratteristiche del suolo, tra cui ad esempio la capacità di scambio cationico e la ritenzione idrica. Di seguito si riportano la procedura per una corretta quantificazione:

- a) ricavare il peso **P** in kg del suolo equivalente a 1 m² di superficie per una profondità di 0,25 m (in caso di mancanza di dati per il calcolo attribuire un peso di 300 kg/m²):

$$P \text{ kg/m}^2 = (1 \text{ m}^2 * 0,25 \text{ m} * \rho_a \text{ t/m}^3) * 1000$$

dove ρ_a è la densità apparente del suolo in t/m³;

- b) ricavare il peso **P_n** al netto dello scheletro (solo la terra fine ha CSC):

$$P_n \text{ kg/m}^2 = (P \text{ kg/m}^2 * (100 - \text{scheletro } \%)/100);$$

- c) determinare l'apporto **X** di kg di zeolitite per m² (se non è nota la CSC della zeolitite attribuire 150 cmol₍₊₎/kg):

$$X \text{ kg/m}^2 = (A - B) \text{ cmol}_{(+)} / \text{kg} * P_n \text{ kg/m}^2 / C \text{ cmol}_{(+)} / \text{kg}$$

dove **A** è il valore di CSC obiettivo, **B** il valore di CSC iniziale e **C** la CSC della zeolitite.



Figura 15. Applicazione della zeolite.

- Utilizzo del compost

Il calcolo della quantità necessaria di compost si basa sul bilancio umico, tenendo conto di diversi fattori quali (ISPRA 2010):

- quantità di suolo (T) calcolata tramite:
 - spessore considerato;
 - densità apparente del suolo (valori compresi fra 0,8 a 1,7 kg/dm³);
- quantità di sostanza organica da apportare, che dipende da:
 - contenuto di partenza presente nel suolo;
 - contenuto in sostanza organica del compost (mediamente 35-55% ss);
 - contenuto di umidità del compost (35-55% s.t.q.).



Figura 16. Apporto di compost sulla superficie del suolo.

Esempio (Bassignana et al. 2011):

per ottenere un apporto di 120 kg/ha di azoto, assumendo una densità del compost di 600 kg/m³ con un tenore di N di 2.5 kg/m³, sarà necessario apportare circa 50 m³/ha di compost (strato di 0,5 cm di spessore), corrispondenti a 30 t/ha.

Si ricorda l'importanza di utilizzo di materiale di qualità che rispetti le caratteristiche previste dalla normativa vigente (D.lgs 75 del 29/04/2010), tra cui:

- umidità < 50%;
- pH compreso tra 6 ed 8,5;
- contenuto di carbonio organico: almeno del 20% della sostanza secca;
- contenuto di azoto organico: almeno 80% dell'azoto totale;
- contenuto di metalli pesanti inferiore alle soglie previste;
- presenza di scheletro < 5%;
- presenza di residui plastici metallici o vetrosi < 0,5 della sostanza secca.

2.5.4. Valutazione finale e monitoraggio

Il suolo è una matrice complessa caratterizzata da una elevata variabilità orizzontale, ovvero tra suoli diversi, e verticale, ovvero tra i diversi orizzonti di uno stesso suolo, a fronte invece di una variabilità temporale nettamente meno marcata rispetto ad altre matrici, quali l'acqua e l'aria.

Tutto ciò rende sicuramente difficile la creazione di una rete di monitoraggio che, per sua stessa definizione, dovrebbe permettere di seguire nel tempo l'evoluzione qualitativa della matrice monitorata.

Per il collaudo ed il monitoraggio il riferimento è quello della tabella del suolo obiettivo. La tecnica da adottarsi consiste nello scavo di minipits con integrazione di una trivella manuale per verificare le condizioni al di sotto della soglia di scavo. Si ricorda che un minipit può essere agevolmente scavato a mano e si tratta quindi di una tecnica non invasiva e poco costosa (ISPRA 2010). La valutazione deve tenere conto di molteplici aspetti, valutabili sia in campo (ad es. l'insediamento della vegetazione, gli indicatori direttamente applicabili) sia attraverso gli indici di qualità che necessitano delle analisi di laboratorio (capitolo 2). Tuttavia un aspetto fondamentale di cui è

necessario tenere conto è il fattore tempo. Il suolo e le sue proprietà infatti necessitano di tempo per riprendersi dai disturbi e ritornare a condizioni simili a quelle naturali. Il tempo necessario al ripristino è un fattore aleatorio che dipende da numerosi aspetti, tra cui le caratteristiche stagionali e dei suoli di origine, l'entità del disturbo, la corretta applicazione delle buone pratiche di gestione, il clima, ecc.. La valutazione della riuscita degli interventi deve quindi necessariamente tenere conto del fattore tempo. Ad esempio è stato dimostrato (Muñoz-Rojas et al. 2016) che alcune caratteristiche fondamentali del suolo, quali il contenuto di carbonio organico, l'attività e la diversità microbica, ritornano a livelli comparabili ai suoli naturali dopo almeno 4 anni dall'intervento di ripristino. L'insediamento della vegetazione è sicuramente un indicatore della buona riuscita dell'intervento nel breve-medio termine, tuttavia per avere indicazioni sull'effettiva riuscita e quindi sulla capacità del suolo di espletare le sue funzioni in modo continuativo, sarà necessario effettuare un monitoraggio periodico sul lungo termine.



Figura 17-18. Esempio di evoluzione pedoambientale *post-operam*.

Bibliografia e sitografia

- American Association of State Highway and Transportation Officials (AASHTO). 2011. Environmental Stewardship Practices, Procedures and Policies for Highway Construction and Maintenance. National Cooperative Highway Research Program (NCHRP) Project 25- 25 (04). Chapter 4 Construction Practices for Environmental Stewardship. Section 4.11 Soil Management in Construction.
http://environment.transportation.org/environmental_issues/construct_maint_prac/compendium/manual/.
- AA.VV., 2006. Appendice: specifiche delle proprietà e qualità dei suoli. In: Costantini, E.A.C. (Ed.), *Metodi di valutazione dei suoli e delle terre*, Cantagalli, Siena, pp. 912.
- ARPAV, 2007. L'interpretazione delle analisi del terreno.
http://www.arpa.veneto.it/arpavinforma/pubblicazioni/linterpretazione-delle-analisi-del-terreno/at_download/file.
- Bassignana, M., Curtaz, A., Curtaz, F., D'Amico M., Filippa, G., Freppaz, F., Icardi, M., 2011. *Manuale Tecnico dei Miglioramenti Fondiari in Zona Montana*. IAR - Institut Agricole Régional, Rég. La Rochère 1/A, I-11100 Aosta.
- Bastida, F., Zsolnay, A., Hernandez, T., Garcia, C., 2008. Past, present and future of soil quality indices: a biological perspective. *Geoderma* 147: 159 –171.
- Bethenfalvay, G., Linderman, R., 1992. *Mycorrhizae in Sustainable Agriculture*. ASA Special Publication No. 54. American Society of Agronomy. Madison, WI.
- Bowen, C. K., Schuman, G. E., Olson, R. A., Ingram, L. J., 2005. Influence of topsoil depth on plant and soil attributes of 24-year old reclaimed mined lands. *Arid Land Research and Management* 19: 267–284.
- Calzolari, C., Ungaro, F., Filippi, N., Guermandi, M., Malucelli, F., Marchi, N., Staffilani, F., Tarocco, P., 2016. A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale. *Geoderma* 261: 190 – 203.
doi:10.1016/j.geoderma.2015.07.013
- Celi, L., Bonifacio, E., 2016. Fertilità del suolo e disponibilità dei nutrienti. In: Grignani, C., *Fertilizzazione Sostenibile. Principi, tecnologie ed esempi operativi*. Edagricole, Bologna, pp. 121-164. ISBN: 978- 88-506 -5445-1

- City of Toronto. 2010. Tree Protection Policy and Specifications for Construction Near Trees. Parks, Forestry and Recreation. Urban Forestry. Toronto, Ontario.
<https://www.toronto.ca/data/parks/pdf/trees/tree-protection-specs.pdf>
- Coffin, A.W., 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15: 396 – 406.
- Colombo, C. & Miano, T.M. (eds), 2015. *Metodi di analisi chimica del suolo*. 3a versione, SISS, Pubblicità e Stampa, Bari, Italy.
- Comitato per il Capitale Naturale, 2018. Secondo rapporto sullo stato del capitale naturale in Italia. <http://www.minambiente.it/pagina/capitale-naturale>.
- Costantini E.A., 2006. La classificazione della capacità d'uso delle terre (Land Capability Classification). In: Costantini, E.A.C. (Ed.), *Metodi di valutazione dei suoli e delle terre*, Cantagalli, Siena, pp. 53 – 62.
- Costantini, E.A.C., 2007. Linee guida dei metodi di rilevamento e informatizzazione dei dati pedologici. CRA_ABP, Firenze, Italia. <http://abp.entecra.it/soilmaps/en/downloads.html>
- Costantini, E.A.C., Branquinho, C., Nunes, A., Schwilch, G., Stavi, .I, Valdecantos, A., Zucca, C., 2015. Soil indicators to assess the effectiveness of restoration strategies in dryland ecosystems. *Solid Earth Discussions* 7: 3645 – 3687.
- Fila Mauro, E. 2017. Pianificazione e paesaggio Agroforestale, le aree di elevato interesse agronomico e la capacità d'uso dei suoli. Grugliasco, 12 maggio 2017.
- Forman, R.T.T., Alexander, L.E., 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 29, 207–231.
- Gelsomino, A., 2010. Introduzione alla Giornata SISS, Qualità del Suolo in relazione al suo uso, Reggio Calabria, 1 dicembre 2010.
- Giardini, L., 2004. *Agronomia Generale ambientale e aziendale*. Patròn Editore, Bologna.
- Harris, J., 2003. Measurements of the soil microbial community for estimating the success of restoration. *European Journal of Soil Science* 54: 801 – 808.
- Hayhoe, H., Tarnocai, C., 1993. Effect of site disturbance on the soil thermal regime near Fort-Simpson, Northwest-Territories, Canada. *Arctic and Alpine Research* 25: 37 – 44.
- Holmes, P.M., 2001. Shrubland restoration following woody alien invasion and mining: Effects of topsoil depth, seed source, and fertilizer addition. *Restoration Ecology* 9: 71 – 84.

- IPLA, 2010. Manuale operativo per la valutazione della capacità d'uso su scala aziendale.
http://www.regione.piemonte.it/governo/bollettino/abbonati/2010/07/attach/dgr_13271_040_08022010_a1.pdf.
- ISPRA, 2010. Il trattamento dei suoli nei ripristini ambientali legati alle infrastrutture.
<http://www.isprambiente.gov.it/files/manuale65-2010/65.2-suoli.pdf>.
- Ivey, J.L., McBride, R.A., 1999. Delineating the zone of topsoil disturbance around buried utilities on agricultural land. *Land Degradation & Development* 10: 531– 544.
- Klingebiel, A.A., Montgomery, P.H., 1961. Land capability classification. USDA Agricultural Handbook 210, US Government Printing Office, Washington, DC.
- Kowaljow, E., Rostagno, C.M., 2008. Gas-pipeline installation effects on superficial soil properties and vegetation cover in Northeastern Chubut. *Ciencia del Suelo* 26: 51 – 62.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123: 1 – 22.
- Lal R., 2013. Soils and ecosystem services. In: *Ecosystem services and carbon sequestration in the biosphere*, Lal, R., Lorenz, K., Hüttl, R.F., Schneider, B.U., von Braun, J., (ed). Springer: The Netherlands, pp. 11 – 38.
- Lamb, D., Erskine P.D, Fletcher, A., 2015. Widening gap between expectations and practice in Australian minesite rehabilitation. *Ecological Management & Restoration* 16: 186 –195
- Marinari, S., Dell'Abate, M., Brunetti, G., Dazzi, C., 2010. Differences of stabilized organic carbon fractions and microbiological activity along Mediterranean Vertisols and Alfisols profiles. *Geoderma* 156: 379 – 388.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being*. Washington, DC: Island Press.
- MATTM, 2018. Manuale di autovalutazione del suolo.
http://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/life/LifeCarbOnFarm_Manuale_autovalutazione_suolo.pdf.
- Morris, L., Lowery, R., 1998. Influence of Site Preparations on Soil Conditions Affecting Stand Establishment and Tree Growth. *Southern Journal of Applied Forestry* 12 (3): 170 –178.
- Muñoz-Rojas, M., Erickson, T.E., Dixon, K.W., Merritt, D.J, 2016. Soil quality indicators to assess functionality of restored soils in degraded semiarid ecosystems. *Restoration Ecology* 24: S43 – S52. DOI:10.1111/rec.12368.

- Parisi, V., Menta, C., Gardi, C., Jacomini, C., and Mozzanica, E., 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy, *Agriculture Ecosystem & Environment* 105: 323 – 333.
- Perring, M.P., Standish, R.J., Price, J.N., Craig, M.D., Erickson, T.E., Ruthrof, K.X., Whiteley, A.S., Valentine, L.E., Hobbs, R.J., 2015. Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. *Ecosphere* 6. DOI: 10.1890/ES1815-00121.00121
- Regione Liguria, Dipartimento Agricoltura, Protezione Civile e Turismo settore servizi alle imprese agricole Settore Servizi alle Imprese Agricole.
http://www.agriligurianet.it/en/impresa/assistenza-tecnica-e-centri-servizio/laboratorio-analisi-terreni-e-produzioni-vegetali/interpretazione-agronomica/item/download/1495_3cd8d092dc35cb574cbc9ce7b36d1817.html.
- Regione Piemonte, 2018. Listino prezzi sez. 25.
www.regione.piemonte.it/oopp/prezzario/dwd/2018/sez25.xls
- Rivella, E., De Antonis, L., Molinari, VM., 2006. Le tecniche e i materiali di base. In: Socco C., Rivella, E., Maffiotti, A., (a cura di), *Edilizia per l'ambiente: spazi della mobilità urbana, giardini parchi e verde urbano*, Utet, Torino, 2006, pp. 187-201.
- Rivera, D., Mejías, V., Jaúregui, B.M., Costa Tenorio, M., López Archilla, A.I., Peco, B., 2014. Spreading topsoil encourages ecological restoration on embankments: soil fertility, microbial activity and vegetation cover. *PLoS One* 9, e101413.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101413>
- Sequi, P., Benedetti, A., Dell'Abate, M.T. (Eds.), 2006. *ATLAS, Atlante di Indicatori della Qualità del Suolo*. CRA-Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Roma, Italy.
- SIPe, 2019. *Pillole di suolo 1*. <http://www.pedologiasipe.it/wp-content/uploads/2016/05/Pillole-di-suolo-1.pdf>.
- Shrestha, R.K., Lal, R., 2006. Ecosystem carbon budgeting and soil carbon sequestration in reclaimed mine soil. *Environment International* 32: 781 – 796.
- Soon, Y.K., Arshad, M.A., Rice, W.A., Mills, P., 2000. Recovery of chemical and physical properties of boreal plain soils impacted by pipeline burial. *Canadian Journal of Soil Science* 80: 489 – 497.
- Spoor, G., 2006. Alleviation of soil compaction: requirements, equipment and techniques. *Soil Use Management* 22: 113 – 122.

Toronto and Region Conservation Authority, 2012. Preserving and Restoring Healthy Soil: Best Practices for Urban Construction.

https://www.conservationhalton.ca/uploads/preserving_and_restoring_healthy_soil_trca_2012.pdf.

Vargas, R., Castro, A., Ziadat, F., 2015. Mountain soils and ecosystem services. In: Understanding Mountain Soils: A Contribution from Mountain Areas to the International Year of Soils 2015; Romeo, R., Vita, A., Manuelli, S., Zanini, E., Freppaz, M., Stanchi, S., Eds.; FAO: Rome, Italy, pp. 8–9. ISBN 978-92-5-108804-3

3. Inerbimenti tecnici

3.1 Importanza dell'inerbimento nei ripristini ambientali

L'inerbimento consiste nella realizzazione di una copertura erbacea seminata con funzione di protezione superficiale del terreno, al fine di evitare l'insorgere di fenomeni di erosione del suolo e di ruscellamento superficiale dell'acqua che potrebbero pregiudicare la riuscita degli interventi di ripristino ambientale.

L'azione antierosiva di una cuticola erbacea stabile si esplica sia a livello di apparato epigeo, sia ipogeo. Una copertura erbacea chiusa protegge il terreno dagli effetti dannosi derivanti da forze meccaniche (pioggia battente, grandine, erosione idrica, erosione eolica, ecc.), in seguito all'assorbimento di parte dell'energia cinetica sotto forma di lavoro di deformazione degli organi epigei. Inoltre all'aumentare della superficie fogliare (quantificabile ad es. come Leaf Area Index - LAI, ossia l'area fogliare rapportata all'unità di superficie di suolo, espressa in m² di superficie fogliare per m² di superficie di suolo), viene facilitata la restituzione in atmosfera, sotto forma di vapore, di parte delle precipitazioni intercettate (si parla propriamente di perdita di intercettazione).

A livello ipogeo le piante assolvono una importante funzione meccanica, sia trattenendo le particelle del suolo ed evitando un loro dilavamento, sia favorendo l'infiltrazione dell'acqua lungo vie preferenziali di percolazione e riducendo quindi il ruscellamento superficiale. Inoltre, l'apporto di sostanza organica, tramite organi morti ed essudati radicali, e la stimolazione nei confronti della microflora e microfauna tellurica accelerano i processi di umificazione con miglioramento delle caratteristiche strutturali e delle proprietà di coesione del terreno stesso.

L'azione antierosiva di una cuticola erbacea è fortemente condizionata, oltre che dalla percentuale di copertura del suolo, anche dalla struttura verticale dello strato vegetale erbaceo, che anche con altezze limitate (30-90 cm) può presentare un notevole grado di complessità, in relazione alle forme biologiche presenti (specie a portamento eretto, a rosetta, reptanti, ecc.). In particolare è possibile distinguere all'interno della struttura verticale di una cuticola erbacea due componenti (NSW Department of Primary Industries 2005) (figura 1):

- copertura vegetale superiore, al di sopra dei 5 cm di altezza dalla superficie del suolo, che svolge un ruolo fondamentale nell'intercettare la pioggia battente e ridurre l'impatto di questa sulla superficie del suolo;

- copertura di contatto, ovvero la copertura del materiale vegetale a contatto con il terreno (al di sotto dei 5 cm di altezza), che oltre a svolgere un ruolo di protezione nei confronti dell'effetto della pioggia battente, permette di ridurre il ruscellamento superficiale e favorisce la deposizione degli eventuali sedimenti trasportati dall'acqua; la copertura di contatto include fusti vegetali prostrati, rosette basali, aree basimetriche delle piante e lettiera, quest'ultima però meno efficace nel controllo del ruscellamento superficiale se non ancorata al suolo.

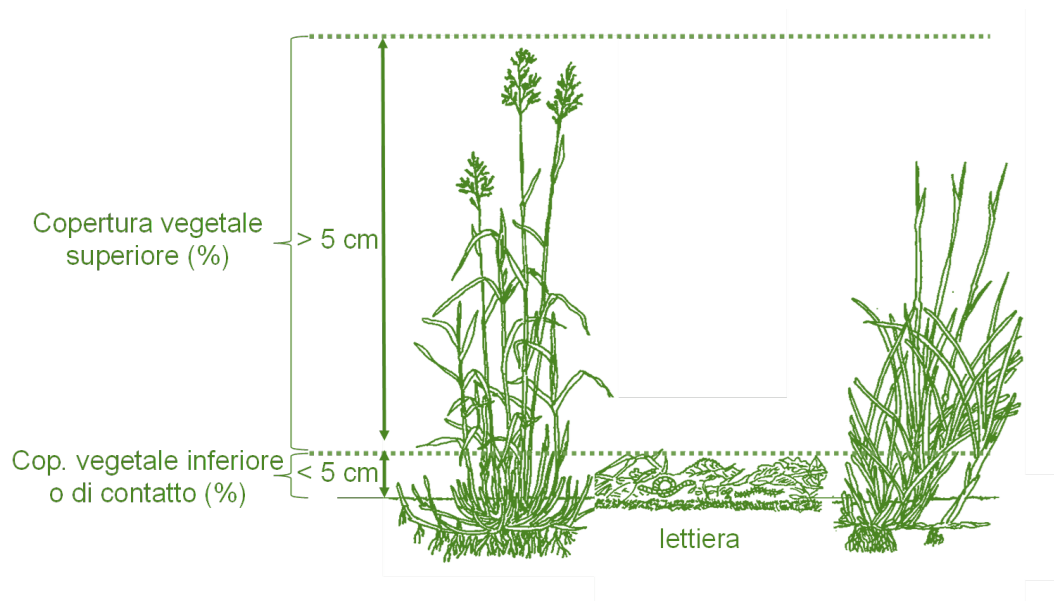


Figura 1. Stratificazione verticale osservabile all'interno di una cotica erbacea, con evidenziazione della copertura vegetale superiore e della copertura di contatto (Pignatti 1985, modificato).

La differenziazione tra copertura vegetale superiore e copertura di contatto è di cruciale importanza in quanto specie erbacee con portamento spiccatamente eretto e prive di foglie basali, quali ad es. l'erba medica (*Medicago sativa*), non sono in grado, anche quando coprono il suolo con elevate percentuali di copertura, di impedire il ruscellamento superficiale e quindi l'erosione del suolo, a causa della ridottissima copertura di contatto.

L'efficacia antierosiva di una copertura erbacea seminata è evidenziabile attraverso semplici misure sperimentali volte a quantificare il sedimento asportato; ad esempio Florineth (1994) ha evidenziato come su suoli nudi in erosione, durante il periodo vegetativo, vengano asportati in media 0,3-1,3 Kg di terreno per m², con punte anche di 5 Kg/m² in seguito ad un forte temporale (60 mm con grandine). Aree inerbite, di età superiore ai 3 anni, dimostrano invece un asporto di terreno assai

più limitato (0,025-0,140 Kg/m²), mentre tappeti erbosi di origine naturale, ricchi di lettiera organica, non sono soggetti a una attività erosiva misurabile (figura 2).

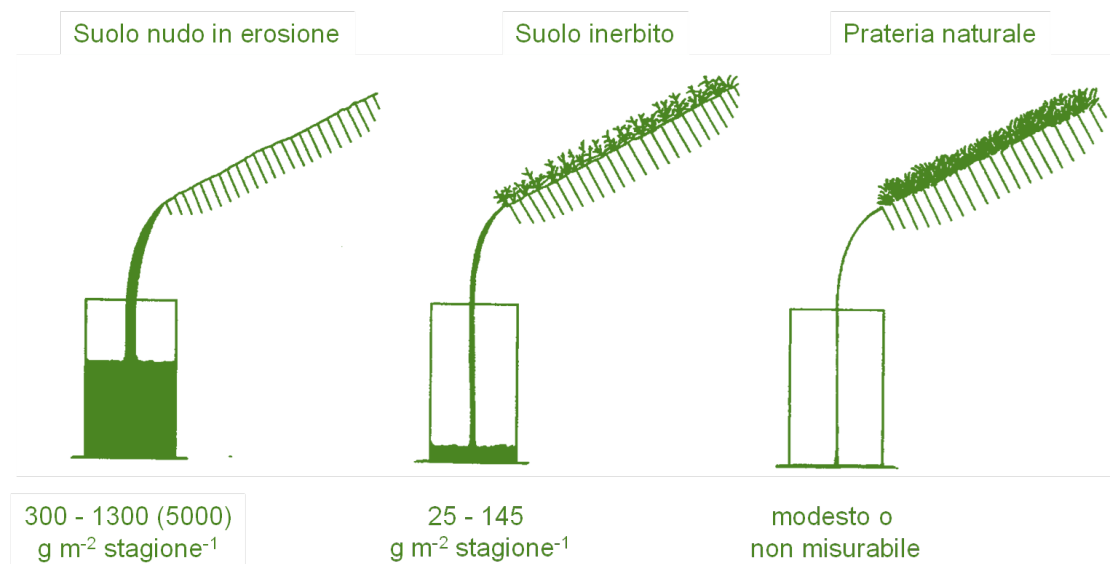


Figura 2. Misure sperimentali dell'erosione durante la stagione vegetativa in condizioni di copertura vegetale del suolo differenti (fonte dati Florinet, 1994).

Se la difesa contro i fenomeni erosivi superficiali rappresenta lo scopo primario degli interventi volti a favorire una elevata copertura vegetale, non vanno dimenticate le numerose e altrettanto importanti funzioni svolte da un manto erboso. Tra queste ricordiamo:

- trattenuta degli elementi nutritivi accumulati durante l'evoluzione pedogenetica, nell'ambito del profilo del suolo biologicamente attivo, con riduzione delle perdite per lisciviazione a valori comparabili a soprassuoli forestali;
- miglioramento del bilancio idrico e termico; in una giornata calda e soleggiata si calcola che gli strati di aria sovrastanti un prato, per effetto dell'evapotraspirazione fogliare, abbiano una temperatura inferiore di 5°C rispetto ad un terreno nudo e di 15°C rispetto ad una copertura d'asfalto (Noè 1994);
- mantenimento di condizioni microclimatiche favorevoli allo sviluppo biologico nel suolo e nello strato aereo prossimo al terreno stesso;

- d) capacità di filtrare e di decomporre, grazie all'ambiente umido e ricco di flora microbica, inquinanti atmosferici di vario genere depositati per gravità o tramite le piogge;
- e) migliore inserimento nel contesto ambientale delle aree rimaneggiate e mitigazione di impatti di tipo paesaggistico;
- f) mantenimento di una elevata biodiversità, sia vegetale, sia animale, e ricostituzione di habitat di interesse naturalistico.

Va evidenziato che la biodiversità della cotica erbacea risultante dalla semina agisce direttamente e indirettamente su tutti gli altri servizi ecosistemici; ad es. la presenza di specie differenziate per distribuzione verticale degli organi epigei e radicali consente di occupare meglio lo spazio aereo e sotterraneo, massimizzando l'effetto protettivo nei confronti di pioggia battente, ruscellamento, erosione e lisciviazione di nutrienti. La semplice consociazione di specie appartenenti alla famiglia delle Gramineae, caratterizzate da apparato radicale omorizzico con numerose radici fini che esplorano gli orizzonti superficiali del suolo, e Leguminosae, caratterizzate da apparato radicale a fittone che si approfonda negli orizzonti sottostanti, permette un efficace utilizzo dello spazio da parte degli apparati radicali di un inerbimento (figura 3). Queste considerazioni supportano l'evidenza scientifica che miscugli caratterizzati da una elevata diversità specifica danno origine a coperture vegetali in grado controllare efficacemente l'erosione superficiale (Lepš et al 2007; Kirmer et al. 2012).

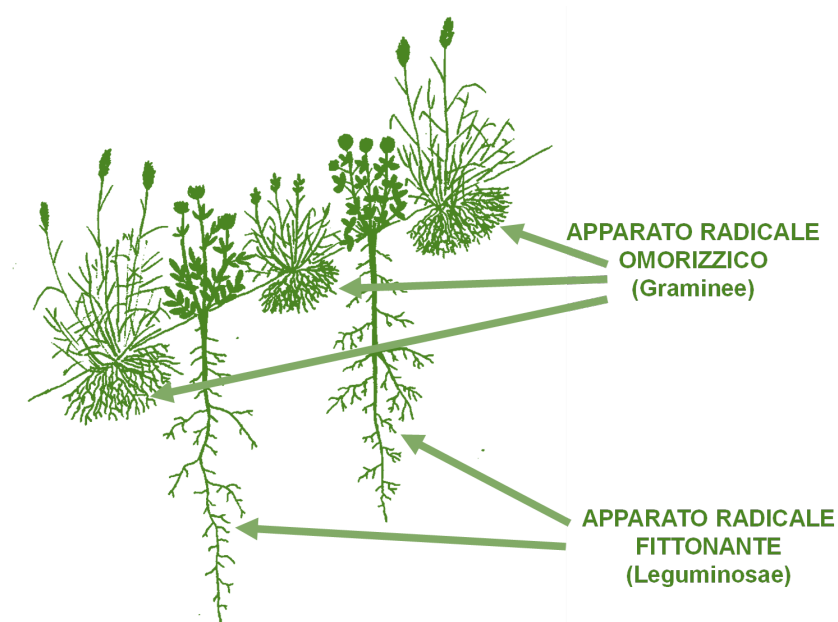


Figura 3. Esempio di distribuzione verticale complementare degli apparati radicali di specie appartenenti alla famiglia Gramineae (apparato radicale omorizzico) e Leguminosae (apparato radicale a fittone).

3.2 Tipologie di materiale utilizzabili per la semina

3.2.1. Semente di specie foraggere commerciali

Le specie foraggere commerciali forniscono il materiale di più facile reperibilità per la realizzazione di un inerbimento e, comparativamente ad altri miscugli, il meno costoso. Le miscele foraggere commerciali sono costituite da specie e cultivar appositamente selezionate e coltivate a scopo commerciale, tipicamente appartenenti alla famiglia delle Gramineae e Leguminosae. La selezione varietale ha privilegiato nei decenni le cultivar che possiedono caratteristiche importanti per le richieste del mercato foraggero, quali la facilità di raccolta delle cariossidi a maturazione, l'elevata percentuale di germinazione dei semi, la rapidità di crescita delle piante e le buone caratteristiche pabulari del foraggio. Tale selezione ha reso specie e cultivar commerciali molto produttive e competitive in ambienti caratterizzati da suoli fertili e ricchi di nutrienti, a discapito di altre caratteristiche, quali la tolleranza a stress ambientali estremi (suoli rocciosi, ambienti aridi, ecc.) e longevità/persistenza nel tempo delle specie in condizioni non ottimali, dove al contrario specie ed ecotipi locali manifestano una maggiore resistenza e resilienza (Schröder e Prasse 2013b).

L'elevata competitività delle specie foraggere commerciali può rappresentare un inconveniente in contesti naturaliformi, dove il carico di specie ruderali o esotiche indesiderate è nullo o molto basso, oppure quando l'inerbimento dovrebbe favorire nel tempo l'ingresso spontaneo e la progressiva sostituzione delle specie seminate con specie autoctone preforestali o forestali. Al contrario l'elevata produttività e competitività può essere considerata un pregio in contesti antropizzati caratterizzati da un elevato potenziale di sviluppo di specie indesiderate (ad es., terreni agricoli con elevata banca seme di specie infestanti degli arativi), oppure in condizioni di buona fertilità del substrato se la destinazione futura dei terreni ripristinati è prettamente agricola (sfalcio o pascolamento).

I miscugli con specie foraggere prative rappresentano in generale un'ottima scelta nei casi in cui le condizioni climatiche non siano particolarmente limitanti e i substrati riportati abbiano caratteristiche chimico-fisiche idonee allo sviluppo di cenosi erbacee sostanzialmente simili ai comuni prato-pascoli di pianura o fondovalle. La scelta delle specie da utilizzare nella miscela permette di adattarne parzialmente la composizione al sito (purché le condizioni del sito da ripristinare non siano mai estreme) con spese contenute, avendo il seme a seconda della specie e cultivar un costo commerciale variabile da 3 a 14 euro/kg (tabella 1). Tuttavia l'impiego di specie

foraggiere commerciali andrebbe valutato con una certa cautela in contesti naturali poco antropizzati, o in vicinanza di prati o pascoli permanenti di lunga durata. In tali ambienti infatti esistono, ancora integri dal punto di vista genetico, ecotipi locali appartenenti alle stesse specie commerciali che potrebbero essere utilizzate per l'inerbimento. Tali ecotipi, che sono il frutto dell'adattamento delle singole specie ai fattori ecologici locali, possono ibridarsi con cultivar commerciali (il cui corredo genetico è plasmato dalla selezione varietale operata dall'uomo), alterando la struttura genetica delle popolazioni locali relitte (Delaney e Baack 2012), potenzialmente in grado di indurre una depressione da incrocio in grado di compromettere le funzioni e le capacità di adattamento future degli ecotipi stessi (Hufford e Mazer 2003).

Tabella 1. Costo medio di un kg di semente delle più comuni specie erbacee foraggiere commerciali utilizzabili per inerbimenti a bassa altitudine; prezzi variabili a seconda della cultivar (anno 2018, valori medi reperiti su cataloghi commerciali).

Specie	Costo commerciale (euro kg ⁻¹)
Gramineae	
<i>Agrostis tenuis</i>	~13
<i>Arrhenatherum elatius</i>	~14
<i>Dactylis glomerata</i>	~7-10
<i>Festuca arundinacea</i>	~4.5-6.5
<i>Festuca ovina</i>	~7
<i>Festuca pratensis</i>	~5-6
<i>Festuca rubra</i>	~4-6
<i>Lolium multiflorum</i>	~3
<i>Lolium perenne</i>	~3-5
<i>Phleum pratense</i>	~4
<i>Poa pratensis</i>	~8-13
Leguminosae	
<i>Lotus corniculatus</i>	~11-12
<i>Medicago sativa</i>	~8-9
<i>Onobrichis viciifolia</i>	~5
<i>Trifolium hybridum</i>	~10
<i>Trifolium pratense</i>	~6-12
<i>Trifolium repens</i>	~6-11

3.2.2. Semente di specie autoctone non foraggere, propagate a scopo commerciale

Per risolvere i problemi connessi alla selezione varietale descritta nel capitolo 3.2.1., alcune specie autoctone, non strettamente foraggere, sono state raccolte in natura e quindi propagate *ex-situ* (ovvero in ambienti differenti da quelli di raccolta del seme di partenza) per più generazioni in appositi campi di propagazione, senza esercitare nessuna intenzionale selezione sulle caratteristiche funzionali delle piante (germinazione, produttività, ecc.), così da ottenere semente commerciabile da utilizzare in progetti di ripristino su vasta scala. Tale pratica ha permesso di aggiungere ai cataloghi commerciali di molte ditte sementiere alcune nuove specie non strettamente foraggere, cosiddette 'speciali', adatte per essere utilizzate anche in condizioni stazionali non ottimali. È stato in tal modo incrementato il ventaglio delle possibilità di impiego di nuove specie nella formulazione delle miscele da utilizzare per l'inerbimento, soprattutto fra il gruppo delle dicotiledoni non leguminose. Salvo poche specie, i costi unitari del seme sono però tendenzialmente elevati, spesso superiori ai 40 euro/kg, in taluni casi anche superiori a 100 euro/kg (tabella 2).

Tabella 2. Costo medio di un kg di semente di alcune specie erbacee non foraggere coltivate per la raccolta e commercializzazione di seme utilizzabili per inerbimenti di bassa e media altitudine (anno 2018, valori medi reperiti su cataloghi commerciali).

Specie	Costo commerciale (euro kg-1)
Gramineae	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	~48
<i>Alopecurus pratensis</i>	~28
<i>Avenella flexuosa</i>	~97
<i>Cynosurus cristatus</i>	~24
<i>Festuca nigrescens</i>	~17
<i>Koeleria macrantha</i>	~48
<i>Poa alpina</i>	~40
<i>Poa compressa</i>	~12
<i>Poa violacea</i>	~43
<i>Trisetum flavescens</i>	~50
Leguminosae	
<i>Anthyllis vulneraria</i>	~39
<i>Cornilla varia</i>	~28
Altre dicotiledoni	
<i>Achillea millefolium</i>	~48
<i>Anthriscus sylvestris</i>	~135
<i>Carum carvi</i>	~10
<i>Daucus carota</i> *	~54
<i>Leucanthemum vulgare</i>	~50
<i>Plantago lanceolata</i>	~18
<i>Salvia pratensis</i>	~108
<i>Sanguisorba minor</i>	~15
<i>Silene vulgaris</i>	~97
<i>Papaver rhoeas</i> *	~47

* specie annuale

Sebbene la coltivazione e raccolta di seme di specie erbacee non foraggere abbia rivoluzionato il mercato delle sementi per la realizzazione di inerbimenti tecnici e in parte colmato le lacune sulla scelta di specie rustiche, permangono alcune problematiche al loro impiego, tra le quali ricordiamo:

- a) provenienza spesso extra-regionale (Lombardia, Trentino-Alto Adige, ecc.) o extra-nazionale (Svizzera, Austria, Germania, ecc.) degli ecotipi originariamente raccolti per la coltivazione *ex-situ*, spesso legata al fatto che le filiere di produzione e i relativi campi di propagazione sono localizzati prevalentemente (per questioni anche colturali) nelle Alpi orientali; questo determina la possibilità di introdurre nel sito di ripristino ecotipi differenti al contesto ambientale originario, con possibilità di 'inquinare' la struttura genetica delle popolazioni locali adiacenti alle aree inerbite;
- b) possibilità che la semente degli ecotipi autoctoni coltivati *ex-situ* possano ibridarsi, durante la loro moltiplicazione *ex-situ*, con ecotipi della stessa

- specie che vivono nei pressi dei campi di coltivazione (Schröder e Prasse 2013); tale comportamento vanifica la genetica delle popolazioni originarie selezionate per la produzione e commercializzazione del seme;
- c) difficoltà, per le stesse ragioni indicate al punto b), di coltivare *ex-situ*, all'interno della stessa unità aziendale, differenti ecotipi provenienti da aree climatiche differenti, a causa dell'inevitabile ibridazione degli ecotipi stessi;
 - d) disponibilità di un numero limitato di specie, quantificabile in circa una decina di graminee definite 'speciali' e altrettante dicotiledoni (tabella 2), a fronte di oltre un migliaio di specie rilevate ad es. nei prati-pascoli piemontesi e potenzialmente utilizzabili (Cavallero et al. 2007);
 - e) possibilità di introdurre specie estranee al contesto geografico entro il quale l'inerbimento è realizzato, quando ad es. vengano seminate specie appartenenti a gruppi sistematici complessi; è il caso di *Festuca gr. ovina*, che presenta diverse specie variamente distribuite entro l'arco alpino, ad es. *Festuca ovina s.s.*, normalmente commercializzata per la realizzazione di inerbimenti, è specie esclusiva delle Alpi orientali (Aeschimann et al. 2004) e come tale non andrebbe utilizzata sulle Alpi occidentali;
 - f) costi decisamente elevati, che di fatto limitano l'impiego di queste specie su superfici limitate o le relegano a percentuali molto piccole all'interno della miscela di sementi utilizzate per il ripristino.

L'impiego di specie autoctone propagate a scopo commerciale rappresenta in generale una buona soluzione tecnica per l'inerbimento in aree fortemente antropizzate, generalmente in miscela con semi di specie foraggere standard appositamente scelte per il sito da inerbire, allo scopo di ridurre i costi della miscela utilizzata. Tuttavia le problematiche già accennate per entrambe le specie foraggere standard permangono in contesti naturali o seminaturali. Per risolvere queste problematiche e venire incontro alle nuove esigenze connesse all'inerbimento, negli ultimi anni è stata promossa la tecnica dell'inerbimento diretto, ovvero il trasferimento di semi da una superficie all'altra senza nessuna moltiplicazione intermedia di sementi, così come descritto nel capitolo successivo.

3.2.3. L'inerbimento diretto

L'inerbimento diretto comprende tutte le tecniche di realizzazione di una cotica erbacea che prevedono il trasferimento di semente da una superficie donatrice (detto 'prato fonte' o 'sito donatore') verso una superficie ricevente, senza nessuna moltiplicazione intermedia di sementi (Staub et al. 2016). La raccolta della semente si effettua nella stessa regione biogeografica del sito ricevente e su superfici che presentino le stesse condizioni topografiche (altitudine, esposizione, ecc.) e pedologiche (natura del substrato, caratteristiche del suolo, ecc.), permettendo di ottimizzare l'impiego di specie ed ecotipi locali idonei al sito da inerbire.

L'inerbimento diretto può essere realizzato principalmente con tre tecniche:

- (i) impiego di fiorume,
- (ii) tecnica dell'erba verde,
- (iii) impiego di 'sementi per la preservazione'

3.2.3.1. Impiego di fiorume

Per fiorume si intende il materiale ricco di semi di specie che si deposita sul pavimento dei fienili, contenente in gran parte frammenti vegetali misti di foglie e steli. Va precisato che il termine 'fiorume' è talvolta impropriamente usato per indicare sementi intenzionalmente raccolte da un prato naturale o seminaturale mediante appositi macchinari, che andrebbero più correttamente chiamate secondo la normativa vigente 'miscele per la preservazione' (vedasi dettagli del capitolo 3.2.3.3.). Un tempo il fiorume rappresentava per le aziende agricole il materiale di propagazione più frequentemente usato, prima della diffusione commerciale di specie e varietà foraggere selezionate (Scotton et al. 2012).

L'impiego odierno del fiorume incontra alcune difficoltà tecniche, in relazione all'organizzazione delle differenti aziende agricole, tanto da sconsigliarne in molti casi l'utilizzo. In particolare si evidenziano i seguenti aspetti/criticità relativi all'impiego di fiorume:

- a) il fieno deve essere totalmente autoprodotta dall'azienda agricola, da prati permanenti caratterizzati da specie ed ecotipi autoctoni; il fiorume è inutilizzabile se l'azienda acquista fieno da altre aziende (in particolare se queste sono localizzate in altre regioni bioclimatiche o addirittura sono

aziende extra-regionali), oppure se il fieno deriva da erbai e prati avvicendati di origine artificiale o da prati permanenti traseminati con foraggere commerciali;

- b) la pratica di conservare il fieno legato in balle o rotoballe rende di fatto la raccolta del fiorume in fienile praticamente impossibile, per la ridotta quantità di residui rispetto alla pratica del fieno sfuso in fienile;
- c) se il fieno prodotto è di buona qualità, la quantità di seme maturo germinabile è esigua o nulla, in quanto le graminee dominanti sono state sfalciate e affienate ben prima del raggiungimento della maturità delle cariossidi (momento ottimale dello sfalcio tra la spigatura e la fioritura delle graminee dominanti); per lo stesso motivo la raccolta di fiorume è inapplicabile con la fienagione forzata, per la raccolta troppo precoce dell'erba;
- d) possibilità di avere, in particolare per i fieni di pianura e fondovalle di primo e secondo taglio, una proporzione importante di seme di specie infestanti e ruderali (alcune delle quali esotiche), in particolare di ruderali macroterme che si sviluppano dal periodo estivo, quali specie dei generi *Setaria*, *Echinochloa*, *Digitaria*, ecc..

Tutte queste considerazioni rendono di fatto applicabile l'impiego di fiorume a una realtà territoriale molto ristretta, probabilmente relegata a poche aziende agricole montane che ancora conducono la gestione di prati in modo tradizionale. Allo stato attuale pertanto la semina diretta è più realisticamente applicata con le tecniche descritte successivamente.

3.2.3.2. Raccolta di erba verde

Consiste nello sfalciare l'intera biomassa di una prateria naturale o seminaturale ricca di specie ed ecotipi autoctoni, comprensiva dei semi, raccogliendola e trasportandola nel sito recettore come materiale di propagazione. Lo sfalcio deve essere realizzato nel corretto stadio fenologico migliore (erba gialla in piedi, ovvero all'inizio della maturazione dei semi delle specie erbacee dominanti) allo scopo di massimizzare la quantità di seme raccolto. Le diverse operazioni possono essere realizzate con semplici attrezzature solitamente già in dotazione nelle aziende agricole: taglio con barra falciante o falciatrice rotante, caricamento e trasporto con un carro autocaricante, distribuzione del materiale sul sito recettore con uno spandiconcime (Scotton et al. 2012). L'operazione di sfalcio può essere anche realizzata manualmente su piccole superfici (usando falciatrice e rastrello), tuttavia una soluzione meccanizzata su superfici più ampie è indubbiamente preferibile.

Tra i vantaggi si evidenziano:

- 1) una buona resa di raccolta del seme, in quanto i semi vengono intrappolati nella rete di foglie e steli che costituiscono il residuo vegetale, parte dei semi inoltre sono in grado di maturare dopo il taglio dell'erba;
- 2) effetto mulching protettivo da parte dei residui vegetali, che compongono una proporzione rilevante della biomassa distribuita sul sito recettore;
- 3) elevate rese di raccolta del materiale nel caso di raccolta meccanizzata, utilizzando macchinari in dotazione all'azienda;
- 4) possibilità di controllare la composizione vegetazionale del sito donatore prima di realizzare la raccolta, allo scopo di evitare il trasferimento di specie indesiderate (esotiche o ruderali).

Per contro tra gli svantaggi ricordiamo:

- 1) necessità di trasferire immediatamente il materiale e ridistribuirlo subito sul sito da inerbire, in quanto la biomassa raccolta è umida e potrebbe fermentare, se accumulata per lungo tempo, compromettendo la germinabilità del seme in essa contenuta; questo aspetto complica non poco l'organizzazione del cantiere di semina, in quanto non sempre le superfici da inerbire sono pronte per essere seminate alla data ottimale di raccolta dell'erba; inoltre la stagione di raccolta dell'erba non sempre coincide con la

stagione ottimale di semina, che andrebbe evitata ad es. in estate nelle regioni con marcata siccità estiva;

- 2) complicazioni sulla movimentazione del materiale raccolto, che risulta voluminoso rispetto alla quantità di seme (il seme costituisce circa lo 0,2-2% totale del peso; Scotton et al. 2012);
- 3) impossibilità di inerbire superfici non meccanizzabili, dato il volume del materiale da ridistribuire sulla superficie da inerbire;
- 4) perdita totale del raccolto del prato da parte dell'azienda agricola.

3.2.3.3. Impiego di miscele per la preservazione

Con il termine di 'miscele per la preservazione' si intendono miscele di semi di specie erbacee di origine locale intenzionalmente raccolte da una prateria permanente naturale o seminaturale, mediante l'impiego di appositi macchinari (mietitrebbiatrici, spazzolatrici o aspiratori). Tale tecnica può essere intesa come un affinamento della tecnica dell'erba verde, in quanto viene asportata dalla prateria solo la porzione ricca di semente e il materiale prelevato può essere più facilmente movimentato, essiccato e conservato, eliminando di fatto molte delle criticità connesse all'impiego dell'erba verde. Sebbene il seme sia raccolto dalla prateria in uno stadio fenologico più avanzato rispetto a quello ottimale per la fienagione, l'azienda agricola può dopo la raccolta del seme affienare il prato, riducendo il problema della totale perdita del raccolto.

L'utilizzo delle miscele per la preservazione è normato dalla direttiva 2010/60/UE, recepita in Italia dal D.Lgs. n. 148 del 14/08/2012. In particolare la normativa prevede che la raccolta di seme avvenga in siti con caratteristiche ben definite, detti 'siti donatori', i quali devono essere geograficamente inclusi all'interno della cosiddetta 'zona fonte', che per l'Italia coincide con i confini della Rete Natura 2000 (SIC, ZSC e ZPS). Inoltre il seme raccolto nei siti donatori può essere utilizzato e commercializzato solo all'interno delle cosiddette 'regioni di origine', ovvero aree omogenee dal punto di vista biogeografico entro le quali le miscele possono essere commercializzate. Ciò permette di evitare il trasferimento di specie o ecotipi tra due settori biogeografici completamente differenti. Più specificatamente, le miscele possono quindi essere raccolte entro la Rete Natura 2000 nei siti donatori certificati e possono poi essere utilizzate anche al di fuori della Rete Natura 2000, rispettando però i confini delle regioni di origine.

I siti donatori devono rispondere ad alcuni requisiti, tra i quali si ricordano (D.Lgs. n. 148 del 14/08/2012):

- 1) essere inclusi geograficamente all'interno della Rete Natura 2000 ('zona fonte');
- 2) essere occupati da un prato o pascolo permanente, non dissodato o traseminato da almeno 40 anni;
- 3) produrre semi in prevalenza delle specie e sottospecie caratteristiche dell'habitat del sito di raccolta; il tenore massimo di sementi di specie (o sottospecie) non caratteristiche del tipo di habitat del sito di raccolta non deve superare l'1% in peso; non esistono nella normativa di riferimento specifiche relative al significato di 'specie caratteristica dell'habitat', va tuttavia ricordato che sebbene il sito donatore debba essere obbligatoriamente incluso all'interno della Rete Natura 2000, non necessariamente la prateria deve essere attribuibile a un habitat Natura 2000 (Biondi et al 2009);
- 4) non contenere semi di specie indesiderate; in particolare la presenza di *Rumex* spp. (esclusi *Rumex acetosella* e *Rumex maritimus*) deve essere limitata allo 0,05% in peso; non devono invece essere presenti semi di *Avena fatua*, *Avena sterilis* o *Cuscuta* spp.

Ogni sito donatore deve essere delimitato e descritto dal punto di vista vegetazionale, attraverso la realizzazione di rilievi della vegetazione. Non esiste tuttavia un protocollo definito che dia indicazioni sul tipo di rilievo e sulla densità di rilievi da realizzare sull'unità di superficie.

La raccolta e la commercializzazione di sementi autoctone di origine locale sono stati a oggi implementati in tre sole regioni italiane, attraverso progetti pilota: in Veneto con il progetto SALVERE (Scotton et al. 2012), in Lombardia con i progetti POA, RISPOSTA e Fiorume 2.0 (CFA, 2016) e in Valle d'Aosta con il progetto Alp'Grain (Bassignana et al. 2015). Per il Piemonte la filiera è attualmente inesistente, nonostante le elevate potenzialità legate a (a) la notevole estensione della 'zona fonte' (Rete Natura 2000), pari al 15,7% della superficie regionale (Regione Piemonte 2016), di cui un terzo circa occupata da praterie permanenti (SINAnet 2016); (b) la presenza di quasi 400 aziende agricole che ricadono (totalmente o in parte) nella Rete Natura 2000 (Regione Piemonte 2010); (c) la potenziale richiesta di miscugli per la realizzazione di inerbimenti, stimabili (escludendo

i tappeti a uso sportivo e ricreazionale) a circa 6.300 ha anno⁻¹ (Reyneri et al. 2005). Sull'assenza in Piemonte di una filiera delle sementi autoctone di origine locale concorrono diversi fattori, quali la mancanza di una delimitazione del territorio regionale in 'regioni di origine', l'assenza di siti donatori e l'assenza di macchinari idonei alla raccolta del seme.

La raccolta del seme dai siti donatori può essere realizzata con diversi macchinari, tra cui ricordiamo (Scotton et al. 2012):

- a) mietitrebbie: possono essere impiegati sia i modelli utilizzati per la raccolta di cereali autunno-vernini, sia i modelli più piccoli usati per raccolte parcellari. Presentano efficienza di raccolta molto alta (raccolta del 50-80% della produzione di seme), a fronte però di costi elevati per l'acquisto e la manutenzione. Inoltre il settaggio e il funzionamento dell'attrezzatura (dimensione maglie del setaccio, flusso d'aria per la pulizia, velocità di raccolta) richiedono esperienza per il settaggio alle condizioni stagionali e il loro impiego è possibile solo su siti facilmente meccanizzabili. In definitiva, l'uso di mietitrebbie rappresenta un buon metodo se già in dotazione presso l'azienda;
- b) spazzolatrici: si tratta di macchinari dotati di una spazzola rotante, solitamente con altezza regolabile a seconda dell'altezza dell'erba, che permette di staccare la parte sommitale delle piante (le infruttescenze portanti i semi). I semi staccati sono depositati in un contenitore collocato dietro la spazzola. Esistono diversi modelli di macchine spazzolatrici, ciascuno caratterizzato da costi e rese di raccolta differenti. I modelli meno efficienti (raccolta <30% della produzione di seme) sono i modelli portatili spalleggiati, che permettono di raccogliere semi anche in ambienti non meccanizzabili. I modelli più efficienti (raccolta del 55-75% della produzione di seme) sono quelli trainati, ovvero modelli a quattro o due ruote, dotati di un motore che permette la rotazione della spazzola; tali modelli necessitano di essere trainati da un piccolo trattore, pik-up o fuoristrada. In generale le spazzolatrici sono i macchinari che ottimizzano il rapporto tra resa di raccolto e costo di acquisto e manutenzione e possono essere utilizzati anche in siti donatori ripidi o con morfologia moderatamente irregolare;

- c) aspiratori: si tratta di comuni aspirafoglie, che risucchiano il seme tramite un flusso d'aria generato da ventole azionate da un motore. I semi vengono raccolti in un sacco a maglie fini che si trova all'altra estremità, da cui la necessità di svuotarlo frequentemente per mantenere un'aspirazione efficiente. I più diffusi aspiratori sono quelli portatili (soffiatori con flusso dell'aria invertibile), con tubo aspirante di 10-15 cm di diametro. Esistono tuttavia anche macchinari più efficienti, quali gli aspiratori semoventi, dotati di quattro ruote e spinti manualmente, oppure aspiratori più pesanti, montati su trattore, dove il tubo aspirante è sostituito da una cappa larga e bassa della larghezza di circa 1 m. In generale gli aspiratori sono meno efficienti delle spazzolatrici e più adatti a raccogliere semi leggeri (ad es. semi a dispersione anemocora, dotati di pappi), per cui il loro impiego è solitamente consigliato solo su superfici piccole. L'effetto dell'aspirazione può inoltre avere un impatto negativo sull'entomofauna, aspetto da tenere in considerazione essendo tutti i siti donatori localizzati all'interno della Rete Natura 2000, dove le emergenze faunistiche potrebbero sconsigliare tale tecnica.

Le lavorazioni del seme successive alla raccolta prevedono una essiccazione all'aria (o in essiccatoio con ventilazione forzata, se disponibile), una prima pulitura grossolana (con forcone e/o a mano) allo scopo di togliere steli e residui più grossolani e infine una pulitura meccanica mediante vagliatura o trebbiatura per eliminare le parti vegetali più fini ottenendo una miscela mista più ricca in semi (percentuale di seme variabile tra il 20 e il 60%; Bassignana et al. 2015). Il materiale così ottenuto può essere confezionato e conservato in luogo fresco e asciutto, con possibilità di utilizzarlo anche a distanza di 1-2 anni dalla data di raccolta. Un'alternativa molto valida alla vagliatura è la trinciatura della miscela grossolana raccolta mediante un carro miscelatore (macchinari utilizzati per la preparazione di unifeed nel settore zootecnico), che di fatto permette di sminuzzare il materiale vegetale inerte senza danneggiare il seme, così da ottenere un doppio effetto positivo:

- (i) consentire l'idrosemina del materiale sminuzzato senza intasare l'ugello dell'idrosemnatrice;

- (ii) riutilizzare nella semina tutto il materiale vegetale inerte raccolto, senza separarlo dal seme, con un effetto positivo di mulching.

La resa di raccolta del materiale grezzo mediante una spazzolatrice trainata in un prato da sfalcio di pianura o fondovalle (sito donatore) può aggirarsi intorno ai 90 kg/ha, mentre la dose di semina nel sito recettore è approssimativamente di circa 100 kg/ha (Bassignana et al. 2015) Indicativamente quindi per la semina di 1 ha di terreno da inerbire è necessario cautelativamente spazzolare una superficie di circa 1,10-1,20 ha di sito donatore.

Dal punto di vista economico, il prezzo stimato per la vendita della miscela grossolana è pari a 15 euro/kg (Bassignana et al. 2015). Tale valore va ripartito tra il proprietario del fondo (per la perdita in quantità ma soprattutto di qualità del fieno, derivante dal ritardo della fienagione) e il contoterzista che realizza il lavoro di spazzolatura. Il valore complessivo del materiale ottenibile da un ettaro di prato da sfalcio di pianura o fondovalle ammonta a circa 1.350 euro, suddividibile indicativamente in 300 euro al proprietario del fondo e 1.050 euro al contoterzista. Considerando un rapporto tra superficie seminata/superficie raccolta di 1,10, il costo del materiale di semina per inerbire un ettaro di superficie risulta essere di circa 1.485 euro/ha (esclusi i costi di preparazione del terreno e di semina). Comparativamente, in ambienti planiziali un miscuglio di specie foraggere commerciali, caratterizzato da un costo della semente molto basso ma da una dose di semina medio-alta, determina una spesa per l'acquisto del seme del tutto comparabile (ad es. costo della semente: 4,3 euro/kg; dose di semina: 350 kg/ha; costo a ettaro del miscuglio per la semina: 1.505 euro/ha).

3.2.4. Linee guida per la formulazione di un miscuglio con specie commerciali

I miscugli costituiti da specie foraggere commerciali rappresentano spesso un buon materiale di partenza, se non l'unico, per la realizzazione di inerbimenti in condizioni ecologiche favorevoli e in contesti ambientali molto antropizzati. Considerando l'impossibilità di individuare un miscuglio ideale, si cercherà di seguito di fornire indicazioni generali in grado di indirizzare le scelte ad alcuni casi concreti di utilizzo in ambienti di bassa altitudine. Tali indicazioni si basano sui dati raccolti (e solo parzialmente pubblicati) nell'ambito del progetto MiPAF 'Inerbimenti e tappeti erbosi per la valorizzazione agricola, ambientale, ricreativa e sportiva del territorio', che in Piemonte ha

analizzato circa un centinaio di siti inerbiti in diversi contesti ecologici (Aceto et al. 2004; Bianchetto et al. 2004).

Per la formulazione di un miscuglio occorre tenere in considerazione i seguenti aspetti:

a) numero di specie costituenti il miscuglio: si possono distinguere in relazione al numero di specie utilizzate per la formulazione del miscuglio le seguenti casistiche:

- semina in purezza (1 specie);
- miscuglio oligofita (2-4 specie);
- miscuglio polifita (5-10 specie);
- miscuglio complesso (più di 10 specie).

L'esperienza piemontese evidenzia che negli anni successivi alla semina si instaura una forte competizione tra le specie presenti nel miscuglio, che spesso determina il prevalere di 3-5 specie dominanti e una forte semplificazione nel numero iniziale di specie seminate (figure 4 e 5). Nel complesso il miscuglio polifita (5-10 specie) rappresenta il miglior compromesso tra costi e benefici, mentre l'impiego di miscugli più complessi potrebbe essere giustificato solo per l'effetto di compensazione nel caso fallisca l'insediamento di alcune delle specie seminate (Lepš et al. 2007).

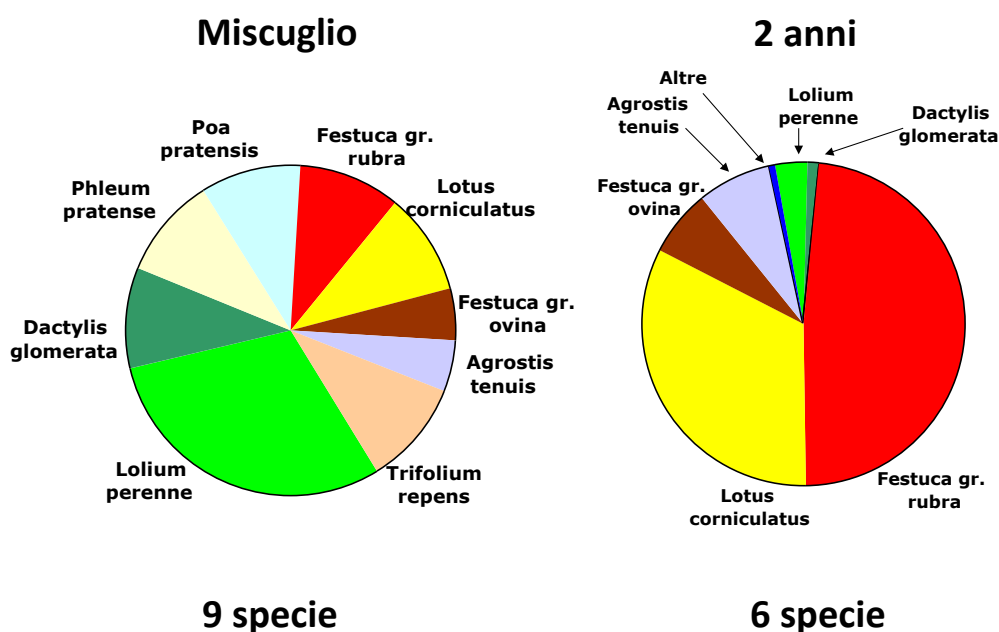


Figura 4. Processo dinamico di semplificazione del numero di specie nel corso del tempo: dopo 2 anni dalla semina restano solo 6 specie delle nove seminate, 2 delle quali (*Festuca gr. rubra* e *Lotus corniculatus*) nettamente dominanti sulle altre. Si noti la quasi totale comparsa di *Lolium perenne*, utilizzato nel miscuglio con funzione di specie di copertura.

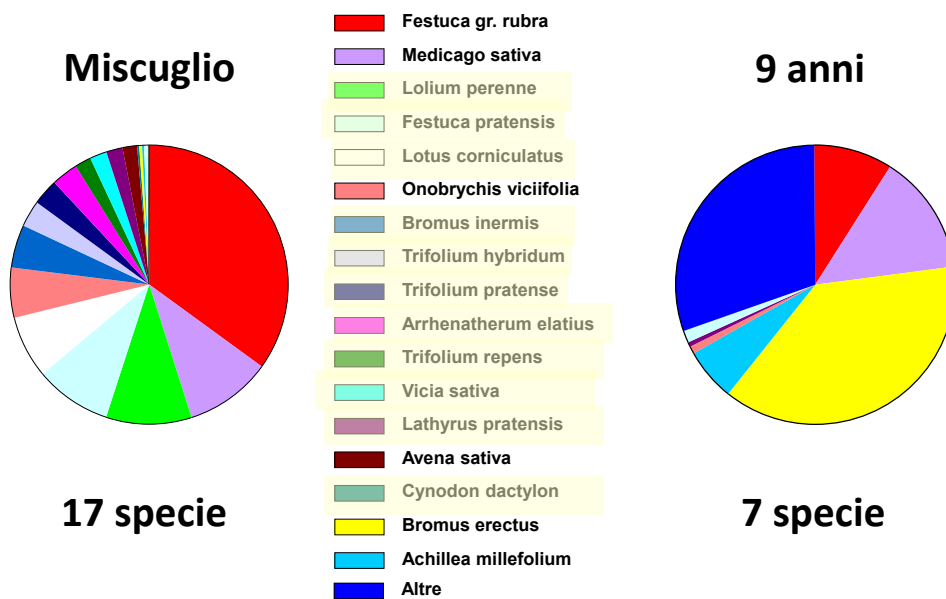


Figura 5. Processo dinamico di semplificazione del numero di specie nel corso del tempo: dopo 9 anni dalla semina restano solo 7 specie delle 17 seminate. Si noti, a 9 anni dalla semina, la presenza dominante di *Bromus erectus*, nonostante la ridottissima presenza nel miscuglio originario, favorita dal substrato calcareo dell'area ripristinata.

- b) ripartizione percentuale tra graminee e leguminose. Le specie foraggere appartenenti alle due famiglie presentano un comportamento complementare per quanto riguarda esigenze termiche, produzione di fitomassa epigea, distribuzione spaziale degli apparati radicali (omorrhizico superficiale per le graminee, generalmente fittonante profondo per le leguminose) e capacità di utilizzo delle risorse edafiche (utilizzatrici di azoto le graminee, azotofissatrici le leguminose). Le graminee sono solitamente privilegiate nella formulazione di un miscuglio, con una ripartizione ottimale pari a 70-60% di graminee e 30-40% di leguminose; è buona norma impiegare una maggior proporzione di leguminose (40%) su terreni calcarei e in condizioni di substrati meno fertili, mentre la percentuale di leguminose può scendere anche al 20% in caso di terreni con pronunciato ristagno idrico (il processo di azoto-fissazione è aerobico, pertanto le leguminose non amano i substrati asfittici);
- c) forma biologica (specie perennanti e annuali). In Piemonte le condizioni climatiche permettono l'insediamento di specie perennanti anche nei settori collinari più caldi. Le specie perennanti, rispetto alle specie a ciclo annuale, permettono di garantire una copertura vegetale del suolo stabile e duratura

nel corso delle stagioni; al contrario le specie annuali determinano, in relazione al loro ciclo riproduttivo, fluttuazioni stagionali nella copertura vegetale, lasciando per alcuni periodi dell'anno il suolo scoperto da vegetazione e quindi suscettibile a danni derivanti da erosione o ruscellamento superficiale (figura 6). Le specie annuali inoltre hanno solitamente un ridotto apparato radicale e una bassa copertura di contatto, in quanto le rosette basali, quando presenti, tendono a seccare rapidamente durante le fasi finali di maturazione dei semi. L'impiego di specie annuali per la realizzazione di inerbimenti è giustificato solamente in ambienti con clima strettamente mediterraneo (es. *Lolium rigidum*, *Trifolium subterraneum*, *Medicago polymorpha*, ecc.), dove le condizioni climatiche estreme (siccità estiva) non permettono l'insediamento di specie erbacee perennanti (Bianchetto et al. 2004);

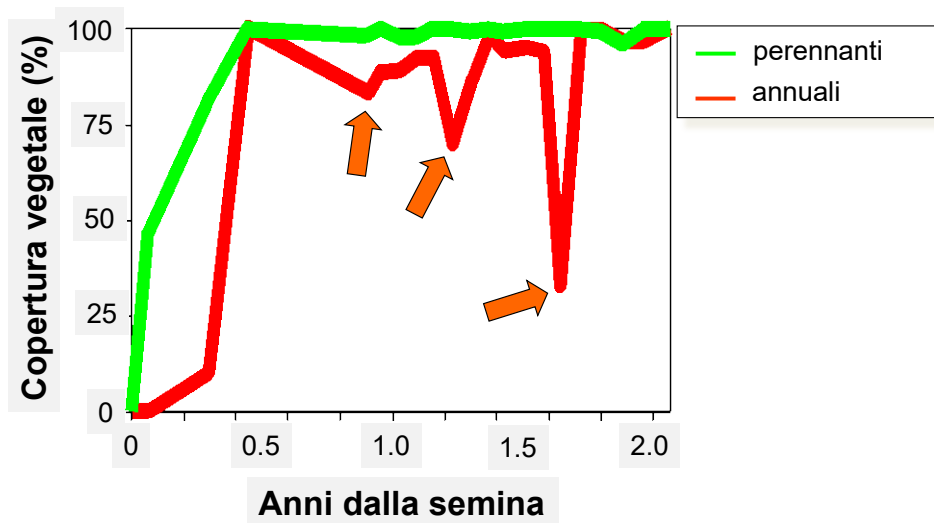


Figura 6. Confronto della copertura percentuale tra due aree inerbite, la prima con specie perennanti (linea verde) e la seconda con specie annuali (linea rossa). Le specie annuali determinano fluttuazioni stagionali della copertura vegetale, con riduzione importanti della copertura durante alcuni periodi dell'anno (freccie arancioni).

d) specie di copertura. Il miscuglio deve contenere una modesta proporzione (circa 10%) di una 'specie di copertura', ovvero una specie a rapido insediamento, in grado di coprire immediatamente il suolo per proteggerlo dalla pioggia e dal ruscellamento superficiale durante le prime fasi post-semina. La funzione di una specie di copertura è di stabilizzare

temporaneamente il substrato, così da favorire nelle settimane successive alla semina la germinazione e l'insediamento delle specie a lento insediamento, che solitamente sono anche le più durature nel corso del tempo e diverranno quindi negli anni le specie edificatrici della cotica erbosa. La migliore specie di copertura utilizzabile nei contesti planiziali del Piemonte è *Lolium perenne*, in quanto non eccessivamente competitiva e solitamente poco longeva (durata media 2 anni); si consiglia, per non esasperare la competizione con le altre specie presenti nel miscuglio, di non superare la dose del 10% in peso del seme. Al contrario, *Lolium multiflorum*, spesso utilizzata come specie di copertura nei formulati commerciali, è specie troppo competitiva, che rischierebbe di vanificare l'insediamento delle altre specie costituenti il miscuglio, dando problemi di consociazione con percentuali in seme superiori a 5-8% (Bianchetto et al. 2004); *Lolium multiflorum* può tuttavia essere utilmente impiegato in purezza per la protezione superficiale dei cumuli di terreno durante la fase di scotico del suolo, allo scopo di proteggere i cumuli dall'erosione superficiale ed evitare l'insediamento di specie ruderali indesiderate (trattandosi di specie poco persistente deve essere annualmente riseminato).

Anche i cereali autunno-vernini a ciclo annuale possono essere utilizzati nel miscuglio con funzione di specie di copertura (Bignami et al. 1986), come ad esempio *Hordeum distichum*, più adatto rispetto ad altri su suoli meno fertili. I cereali autunno-vernini possono tuttavia determinare per eccessiva competizione problemi analoghi a quanto descritto per *Lolium multiflorum*. In definitiva, *Lolium perenne* rappresenta la specie più adatta a svolgere la funzione di specie di copertura;

- e) specie edificatrici. La restante parte del miscuglio sarà costituita da specie perennanti 'edificatrici', ovvero specie che, sebbene siano caratterizzate da un insediamento più lento rispetto alla specie con funzione di copertura immediata, persisteranno negli anni successivi alla semina, favorendo nel tempo l'ingresso di specie spontanee provenienti dagli ambienti esterni all'area ripristinata. La scelta delle specie da utilizzare e le loro proporzioni

in seme dipendono dalle condizioni stagionali dell'area da inerbire e dall'autoecologia delle specie utilizzate.

In particolare per gli ambienti planiziali e di bassa quota ricordiamo tra le graminee:

- *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata* e *Festuca arundinacea*; specie a lento insediamento ma che, una volta affermatesi e in condizioni di buona fertilità, producono molta fitomassa e divengono molto competitive; *Arrhenatherum elatius* predilige substrati fertili e mediamente dotati di acqua (fra le tre specie citate è la meno resistente alla siccità) e risulta una specie molto interessante per i ripristini in quanto l'arrenatereto (prato a dominanza di *Arrhenatherum*) costituisce un habitat molto interessante dal punto di vista naturalistico ('prati magri da fieno'); *Dactylis glomerata* può sopportare siccità prolungata, sebbene la più resistente alla siccità risulta *Festuca arundinacea*; quest'ultima specie sopporta l'asfissia radicale, pertanto è la specie più adatta a substrati soggetti a ristagno idrico temporaneo (es. suoli argillosi);
- *Phleum pratense* e *Festuca pratensis* sono entrambe specie buone foraggere di alta taglia (quindi competitive), tuttavia entrambe poco adatte a ripristini in pianura (più indicate per ambienti freddi di collina e montagna), in quanto non sopportano le alte temperature e i periodi di prolungata siccità;
- *Festuca rubra* può essere efficacemente utilizzata in condizioni di modesta fertilità del substrato, essendo resistente alla siccità; in condizioni di secchezza particolarmente pronunciata (es. suoli sabbiosi) può anche essere abbinata o parzialmente sostituita da *Festuca ovina* (in *sensu stricto* tale specie in Piemonte non è autoctona, sarebbe pertanto opportuno utilizzare una specie autoctona appartenente allo stesso aggregato di *Festuca gr. ovina*, se disponibile in commercio) o da *Cynodon dactylon*. *Festuca rubra* è una specie di bassa taglia, poco competitiva, che si è comunque dimostrata in Piemonte molto adattabile nei ripristini sia su substrati silicei, sia su substrati calcarei;
- *Poa pratensis* è una specie di bassa taglia, a lento insediamento, che solitamente viene utilizzata come 'specie di riempimento', per la capacità di

occupare le aree lasciate libere dalle altre specie, dando un contributo significativo al raggiungimento di una copertura colma o quasi del suolo;

- *Agrostis tenuis* può essere aggiunta al miscuglio con una funzione di riempimento simile a *Poa pratensis*, ma non si adatta a condizioni di aridità pronunciata e va quindi utilizzata solo in condizioni edafiche molto fresche;
- *Bromus erectus* rappresenta invece la graminea da privilegiare su substrati calcarei, sia per la sua tolleranza all'aridità (abbinabile per questo ultimo aspetto a *Festuca gr. ovina*), sia per la buona competitività (taglia media). Si ricorda inoltre che i brometi (praterie a dominanza di *Bromus erectus*) rappresentano un habitat interessante dal punto di vista naturalistico.

Le leguminose vanno privilegiate su substrati calcarei (salvo qualche eccezione) e tipicamente non sono mai adatte a suoli con ristagni idrici accentuati:

- *Lotus corniculatus* è probabilmente in Piemonte una delle migliori specie da inerbimento, trattandosi di specie resistente alla siccità, non eccessivamente competitiva, molto longeva e dotata di buona capacità di autorisemina. In Piemonte si è dimostrata molto adattabile nei ripristini ambientali, sia su suoli silicei, sia su suoli calcarei;
- *Medicago sativa* può essere utilizzata su suoli con pH neutro-basico. Si tratta di una specie molto competitiva ma poco longeva, che presenta nelle fasi avanzate di crescita una ridotta copertura basale per l'assenza di foglie basali a contatto con il terreno; il suo impiego andrebbe pertanto limitato a situazioni in cui si rende necessario un miscuglio molto competitivo, ad es. per necessità di controllare la competizione con specie esotiche o ruderali;
- *Trifolium repens* presenta rispetto alle altre leguminose foraggere un apparato radicale molto superficiale (pianta stolonifera con radici avventizie superficiali) e risulta pertanto adatta solo su suoli freschi con buona disponibilità di acqua durante l'estate;
- *Trifolium pratense* può essere utilizzato in percentuali modeste per differenziare la struttura verticale del cotico; si tratta di una specie poco longeva (persistenza 2-3 anni), pertanto non deve mai essere usata come specie dominante;

- *Trifolium hybridum*, spesso utilizzato come alternativa a *Trifolium pratense* negli ambienti montani più freddi, non è molto adatta all'impiego in ambienti pianiziali;
- *Onobrichis viciifolia* è una specie molto rustica, da privilegiare su terreni calcarei poveri e magri, molto longeva e tollerante la siccità. Essendo una specie di alta taglia risulta molto competitiva.

Nella formulazione specifica del miscuglio possono inoltre essere aggiunte all'occorrenza anche altre specie non foraggiere coltivate per la realizzazione di inerbimenti (tabella 3), avendo però l'accortezza di non eccedere nel numero (8-10 specie in totale) e di utilizzare per ciascuna una percentuale media in peso di almeno il 3-5% (per evitare di utilizzare un quantitativo di seme troppo basso). Sono qui di seguito riportati alcuni esempi di miscugli utilizzabili in differenti contesti ambientali di pianura, formulati utilizzando le più comuni specie foraggiere abitualmente commercializzate.

Tabella 3. Ipotesi di miscugli formulati per differenti ambienti pianiziali utilizzando le più comuni specie foraggiere commerciali.

1 - Ambienti pianiziali, pianeggianti, substrati fertili, buona dotazione di acqua	2a - Ambienti pianiziali, scarpate, substrati poco fertili, condizioni di aridità pronunciata	3 - Ambienti pianiziali, terreni argillosi con accentuato ristagno idrico	3a - Scarpate aride, substrato calcareo
Specie	Specie	Specie	Specie
% peso	% peso	% peso	% peso
Gramineae (70%)	Gramineae (70%)	Gramineae (80%)	Gramineae (65%)
<i>Lolium perenne</i> 10	<i>Lolium perenne</i> 10	<i>Lolium perenne</i> 10	<i>Lolium perenne</i> 10
<i>Arrhenatherum elatius</i> 20	<i>Festuca rubra</i> 25	<i>Festuca arundinacea</i> 35	<i>Bromus erectus</i> 35
<i>Dactylis glomerata</i> 15	<i>Festuca ovina</i> 10	<i>Festuca rubra</i> 10	<i>Festuca rubra</i> 10
<i>Festuca rubra</i> 15	<i>Dactylis glomerata</i> 10	<i>Dactylis glomerata</i> 10	<i>Poa pratensis</i> 10
<i>Poa pratensis</i> 10	<i>Poa pratensis</i> 15	<i>Poa pratensis</i> 15	Leguminosae (35%)
Leguminosae (30%)	Leguminosae (30%)	Leguminosae (20%)	<i>Lotus corniculatus</i> 25
<i>Trifolium repens</i> 10	<i>Lotus corniculatus</i> 25	<i>Lotus corniculatus</i> 15	<i>Onobrichis viciifolia</i> 10
<i>Trifolium pratense</i> 5	<i>Trifolium pratense</i> 5	<i>Trifolium repens</i> 5	
<i>Lotus corniculatus</i> 15			
	2b - Variante a competitività più accentuata		3b - Variante a competitività più accentuata
	Specie		Specie
	% peso		% peso
	Gramineae (70%)		Gramineae (60%)
	<i>Lolium perenne</i> 10		<i>Lolium perenne</i> 10
	<i>Festuca rubra</i> 10		<i>Bromus erectus</i> 35
	<i>Festuca arundinacea</i> 25		<i>Festuca rubra</i> 10
	<i>Dactylis glomerata</i> 15		<i>Poa pratensis</i> 5
	<i>Poa pratensis</i> 10		Leguminosae (40%)
	Leguminosae (30%)		<i>Lotus corniculatus</i> 10
	<i>Lotus corniculatus</i> 20		<i>Onobrichis viciifolia</i> 25
	<i>Medicago sativa</i> * 10		<i>Medicago sativa</i> 5
	* adatta solo per suoli a pH neutro-basici		
Note: in ambiente fresco aggiungere 10% di <i>Agrostis tenuis</i> ; se le finalità sono produttive cambiare le proporzioni tra graminee buone foraggiere e aggiungere, se le condizioni lo permettono, <i>Phleum pratense</i> e <i>Festuca pratensis</i>	Note: valutare le problematiche connesse all'impiego di <i>Festuca ovina</i> s.s. (specie non autoctona in Piemonte) e sostituirla con <i>Festuca rubra</i> ; con terreni molto sabbiosi andrebbe privilegiata <i>Festuca ovina</i> rispetto a <i>Festuca rubra</i> ; con aridità pronunciata utilizzabile <i>Cynodon dactylon</i> in parziale sostituzione con le festucole; la variante 2b presenta una maggiore proporzione di specie di alta taglia molto produttive/competitive	Note: la proporzione graminee/leguminose è 80/20 per aumentare la proporzione di <i>Festuca arundinacea</i> , resistente al ristagno idrico stagionale; miscuglio non adatto a ambienti permanentemente allagati	Note: per arricchire il miscuglio 3a si può aggiungere 10% di <i>Anthyllis vulneraria</i> (riducendo <i>Lotus</i> e <i>Onobrichis</i>); valutare l'opportunità di aggiungere <i>Festuca ovina</i> s.s. (specie non autoctona in Piemonte) in condizioni di aridità pronunciata, insieme o in sostituzione a <i>Festuca rubra</i>

3.3 Valutazione della riuscita dell'inerbimento

La verifica della riuscita di un inerbimento tecnico è una tappa molto importante nella fase di valutazione di un ripristino ambientale. Tale verifica è articolata in più fasi, che nell'ordine prevedono:

- a) Rilievo della vegetazione insediata;
- b) Valutazione dei parametri vegetazionali connessi alla riuscita dell'inerbimento; in particolare andranno valutati (i) la copertura vegetale della cotica erbosa (totale e delle specie perennanti); (ii) la presenza di specie esotiche; (iii) la biodiversità della vegetazione insediata; (iv) la naturalità della vegetazione.

a) Rilievo della vegetazione insediata

La vegetazione può essere descritta all'interno di aree di saggio omogenee e rappresentative dell'inerbimento. Indipendentemente dal metodo utilizzato (intercept point quadrat method, transetto lineare, rilievo fitosociologico, ecc.), il rilievo vegetazionale dovrà permettere una quantificazione della copertura vegetale del suolo e una lista esaustiva delle specie vegetali presenti (nel caso di transetti lineari delimitando una porzione rettangolare che includa il transetto), attribuendo a ciascuna specie rilevata la propria percentuale di copertura (stima visiva o come proporzione dei contatti per gli altri metodi di rilievo).

b) Valutazione dei parametri vegetazionali connessi alla riuscita dell'inerbimento

Copertura vegetale della cotica erbosa

Rappresenta l'area di insidenza della cotica erbosa proiettata al terreno. È un parametro importante per la valutazione della protezione antierosiva dell'inerbimento. In particolare varie fonti bibliografiche individuano nel 70% di copertura del suolo la soglia al di sopra della quale sia l'erosione superficiale del suolo e sia i fenomeni di ruscellamento superficiale si riducono sensibilmente (Lang 1979; Linse et al. 2001; NSW Department of Primary Industries 2005) (figura 7).

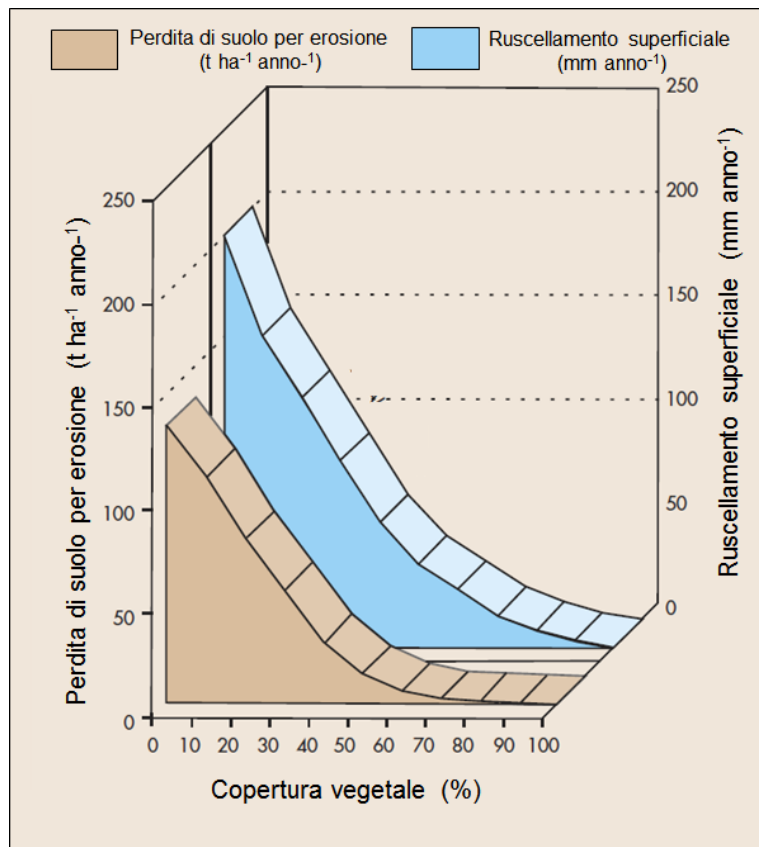


Figura 7. Relazione tra copertura vegetale percentuale e perdita di suolo per erosione e ruscellamento superficiale. Il valore del 70% di copertura viene riconosciuto come soglia al di sopra della quale erosione e ruscellamento si riducono sensibilmente (Watson et al. 1994, modificato).

I fattori che concorrono nel determinare il quantitativo di suolo eroso sono numerosi; tra i più importanti ricordiamo il tipo di copertura vegetale (copertura superiore e di contatto), le caratteristiche del clima, la pendenza del terreno e le caratteristiche del suolo (tessitura e contenuto in sostanza organica) (NSW Department of Primary Industries 2005). Per questo motivo la relazione tra volume di suolo eroso e copertura vegetale risulta variabile di sperimentazione in sperimentazione (figura 8), ma nella maggior parte dei casi la soglia del 70% risulta realisticamente un buon compromesso per i risultati ottenibili rispetto a una copertura del 100%.

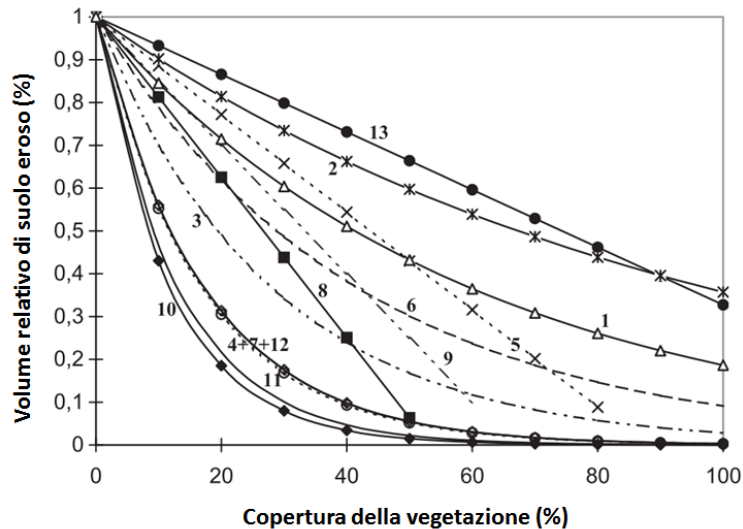


Figura 8. Relazione tra copertura percentuale della vegetazione e volume relativo di suolo eroso, sulla base di differenti fonti bibliografiche: 1-2, Packer (1951); 3-4, Marston (1952); 5, Branson e Owen (1970); 6, Elwell and Stocking (1976); 7, Lang (1979); 8-9, Kainz (1989); 10-11, Francis and Thornes (1990); 12, Lang (1990); 13, Greene et al. (1994) (da Bochet et al 2006, modificato).

La stessa soglia del 70%, oltre che essere applicata alla copertura vegetale totale, può essere cautelativamente applicata anche alla percentuale di specie perennanti. Le specie annuali manifestano infatti fluttuazioni stagionali che determinano una copertura vegetale instabile e meno efficace nella protezione dall'erosione rispetto alle specie erbacee perennanti. Per calcolare la percentuale di specie perennanti in ogni singolo rilievo vegetazionale è sufficiente attribuire la forma biologica di appartenenza a ciascuna specie (facendo riferimento al database riportato in Pignatti et al. 2005) e ricalcolare la copertura delle sole specie perennanti (escluse quindi le terofite annuali) come sommatoria delle coperture delle singole specie.

Presenza di specie esotiche

Sebbene in particolari circostanze le specie esotiche possano essere considerate utili nel contesto dei ripristini ambientali (D'Antonio e Meyerson 2002), in generale la loro presenza viene considerata negativamente, in quanto competendo con le specie autoctone possono alterare profondamente le funzioni ecosistemiche e le dinamiche vegetazionali, vanificando gli obiettivi del ripristino (Vitousek et al. 1997; Nsikani et al. 2018).

Basandosi sulla check-list delle specie alloctone della flora d'Italia (Galasso et al. 2018) è possibile evidenziare le specie esotiche tra quelle rilevate durante il monitoraggio; questo permette di calcolare (a livello di singolo rilievo) due parametri: (i) il numero totale di specie esotiche, correlato

alla potenzialità invasiva in quel rilievo, e (ii) la percentuale di copertura totale delle specie esotiche (come somma delle coperture delle singole specie), che misura il grado di invasione in atto. Pur non potendo definire una soglia numerica di accettabilità per entrambi i parametri, essi permettono di descrivere comparativamente la riuscita del ripristino in differenti aree o possono essere utilizzati per confrontare la riuscita di differenti tecniche di inerbimento (ad es. miscugli poco e molto competitivi).

Biodiversità della vegetazione insediata

Gli indici di biodiversità più frequentemente utilizzati in biologia (ricchezza specifica, indice di Shannon, equitabilità) possono essere facilmente calcolati per i singoli rilievi vegetazionali, in particolare se il rilievo prevede la compilazione di una lista esaustiva delle specie presenti (per il calcolo della ricchezza specifica, ovvero del numero totale di specie presenti) e la quantificazione delle percentuali di copertura (dalle cui proporzioni saranno calcolati l'indice di Shannon e l'equitabilità; Pignatti 1985). I valori numerici degli indici di biodiversità non vanno interpretati univocamente in modo positivo, perché un elevato numero di specie (= ricchezza specifica) potrebbe corrispondere a un elevato numero di specie indesiderate (ad es. esotiche o ruderali); allo stesso modo è risaputo che l'indice di Shannon presenti in generale valori molto alti nei primi stadi immaturi della dinamica vegetazionale (come si può verificare nei primi anni dopo l'inerbimento) rispetto a cenosi più evolute e stabili, prossime a quelle climaciche (Pignatti 1985). Per tutte queste ragioni, pur essendo gli indici di biodiversità utilizzati nel monitoraggio ambientale, risulta ben più interessante la valutazione della 'naturalità' della vegetazione, come descritto nel paragrafo successivo.

Naturalità della vegetazione

Il concetto di naturalità della vegetazione si basa sulla lettura di una serie di vegetazione che dopo un evento di disturbo (ad es. movimento terra) vede il susseguirsi di cenosi dinamicamente collegate tra di loro. Nei ripristini ambientali a bassa altitudine la dinamica inizia sempre da cenosi dominate da specie ruderali annuali, che solitamente si instaurano sul terreno nudo a partire dai propaguli che costituiscono la banca seme del terreno, fino ad arrivare, passando attraverso altre cenosi erbacee e arbustive e con tempi più o meno lunghi a seconda delle condizioni ambientali (in alcuni casi anche alcuni decenni di anni), a formazioni forestali caratterizzate da specie arboree e specie erbacee sciafile tipiche di sottobosco (querco-carpineto planiziale).

La successione dinamica ipotizzabile per le aree manomesse di bassa altitudine del Piemonte e il significato fitosociologico di ciascuno stadio è sintetizzata in figura 9.

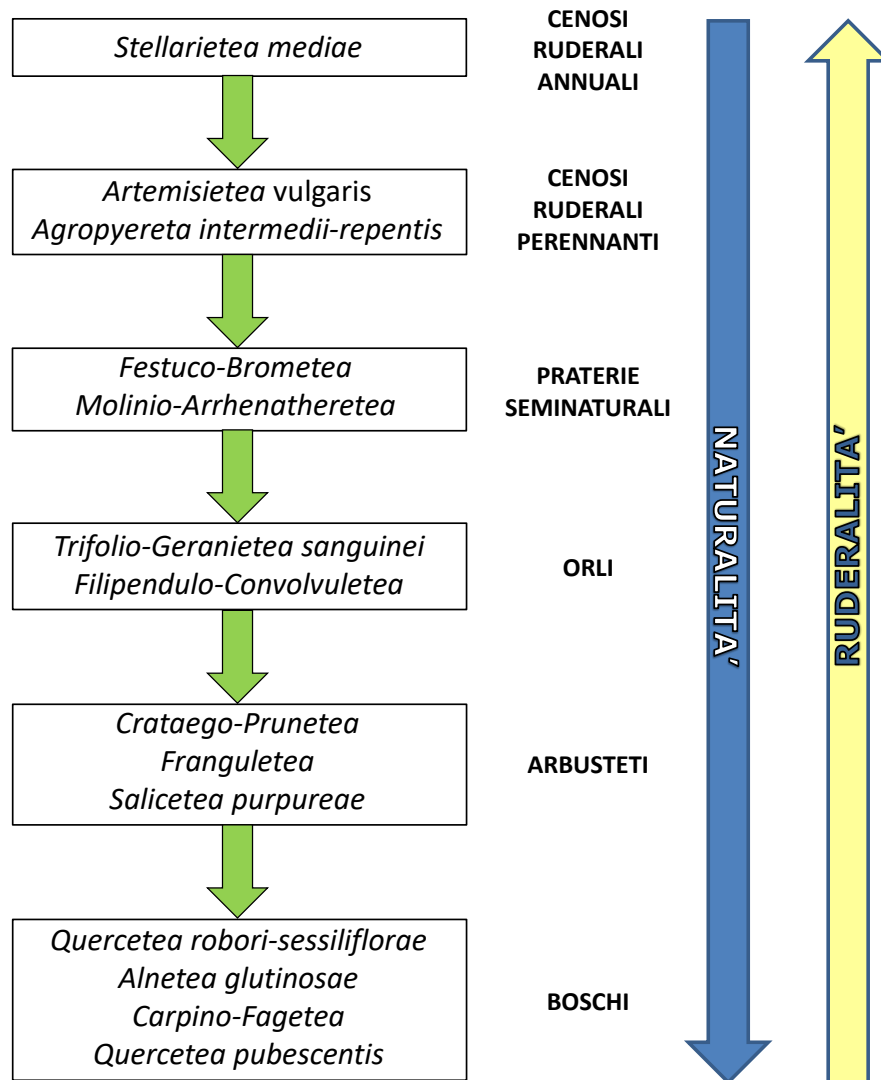


Figura 9. Semplificazione della successione di dinamiche ipotizzabili nelle aree manomesse degli ambienti planiziali piemontesi; le diverse classi fitosociologiche si dispongono secondo un gradiente di naturalità crescente (e di ruderalità decrescente). La sintassonomia segue Aeschmann et al. (2004). Per il significato ecologico di ciascuna classe fitosociologica si rimanda a Theurillat et al. (1995).

Gli stadi si susseguono nel tempo secondo un ordine crescente di naturalità delle cenosi: inizialmente sulle aree inerbite si insediano specie ruderali annuali della classe *Stellarietea mediae*, corrispondenti a specie infestanti dei coltivi (presenti nella banca seme dei topsoil utilizzati per la rivegetazione); tali specie, per quanto autoctone, svolgono un modesto ruolo dal punto di vista protettivo e ambientale, trattandosi di specie sinantropiche banali. Succedono a queste, nell'arco di uno-pochi anni, specie ruderali perennanti delle classi *Artemisietea* e *Agropyreteae*, che, per quanto

riconducibili a cenosi nitrofile ruderali banali dal punto di vista vegetazionale, svolgono un miglior ruolo dal punto di vista della protezione dall'erosione (trattandosi di specie perennanti). Nei successivi stadi subentrano nel corso del tempo le specie tipiche delle praterie seminaturali (in pianura riconducibili alla classe *Molinio-Arrhenathetea*, su suoli mediamente fertili e freschi, e alla classe *Festuco-Brometea*, su suoli poveri e secchi); seguono quindi in ordine progressivo le specie tipiche degli orli vegetali (classe *Trifolio-Geranietea sanguinei*), ovvero specie erbacee semi-eliofile che preannunciano il successivo insediarsi di specie arbustive tipiche dei mantelli e delle cenosi arbustive (tipicamente appartenenti alla classe *Crataego-Prunetea*); infine completano la serie dinamica le specie legnose arboree e le specie erbacee sciafile tipiche dei boschi (classi *Quercetea pubescentis*, *Quercetea robori-sessiliflorae*, *Carpino-Fagetea* o *Alnetea glutinosae*, differenziate a seconda delle caratteristiche stazionali).

Sulla base dello schema riportato in figura 9, è possibile valutare la naturalità (o in modo complementare la ruderalità) della vegetazione presente in un'area oggetto di monitoraggio. In particolare la valutazione prevede due fasi sequenziali:

- 1) individuazione dello stadio obiettivo, ovvero dello stadio della successione che costituisce l'obiettivo del ripristino. Se il fine del ripristino è ottenere una foresta planiziale, la vegetazione obiettivo è quella dello stadio 'boschi'. Al contrario se l'obiettivo è rappresentato da una cenosi erbacea aperta, la vegetazione obiettivo coincide con lo stadio 'praterie seminaturali' (figura 9); in quest'ultimo caso l'eventuale presenza di specie degli stadi 'arbusteti' e 'boschi' deve essere interpretata come negativa (ad es. specie favorite dall'assenza di gestione). In situazioni particolari lo stadio obiettivo può addirittura coincidere con comunità ruderali, ad es. l'inerbimento di argini di risaia dove vive *Lycena dispar*, lepidottero inserito nelle red-list nazionali e presente in Pianura Padana e Toscana settentrionale (Balletto et al. 2014), in quanto utilizza come piante nutrici specie ruderali del genere *Rumex*, quale *Rumex obtusifolius*, che presentano il proprio optimum fitosociologico nella classe *Artemisietea vulgaris* (Aeschimann et al. 2004);
- 2) quantificazione delle specie appartenenti a ciascuno stadio. Sulla base dei rilievi realizzati per il monitoraggio, a ciascuna specie rilevata è possibile attribuire il proprio optimum fitosociologico (sulla base delle indicazioni riportate in Aeschimann et al. 2004). L'optimum rappresenta la cenosi in cui

la specie si trova più frequentemente, indipendentemente che possa essere considerata specie caratteristica (in quanto esclusiva) o no (non esclusiva) di quella fitocenosi. Ciascun optimum può successivamente essere ricondotto gerarchicamente a una classe fitosociologica (sulla base dello schema sintassonomico riassuntivo riportato in Aeschimann et al. 2004) e ciascuna classe a uno stadio di figura 9. L'abbondanza delle specie appartenenti a uno stadio piuttosto che a un altro (e quindi il loro significato negativo o positivo, a seconda dei casi) può essere quantificata con due parametri, con significato complementare: (a) il numero di specie (parametro correlato al potenziale di presenza di un determinato gruppo di specie) e (b) la percentuale di copertura totale (che rispecchia lo stato attuale di crescita di un determinato gruppo di specie). Due differenti esempi applicativi della metodologia qui descritta sono riportati in Lonati et al. (2018) e Vacchiano et al. (2016).

La metodologia qui descritta è concettualmente simile al calcolo di indici numerici descritti in bibliografia (ad es. l'indice ecologico di maturità, Giupponi et al. 2015; l'emero-bia, Kovarik 1990; l'indice di naturalità, Machado 2004; ecc.) ma presenta una serie di vantaggi, tra cui principalmente (i) facilità di applicazione, perché basato su dati reperibili su una unica fonte bibliografica (Aeschimann et al. 2004); (ii) possibilità di personalizzare la valutazione dei risultati mediante la scelta dello stadio obiettivo (al contrario, un indice di maturità numerico attribuisce sempre un valore positivo alle specie tipiche di cenosi forestali, indipendentemente dall'obiettivo finale del ripristino). Tale metodologia è stata applicata per la valutazione della naturalità di cenosi in svariati contesti gestionali (verde urbano, Lonati et al. 2018; praterie seminaturali, Orlandi et al. 2016; boschi planiziali, Vacchiano et al. 2016) o per la valutazione dell'effetto di disturbi antropici e naturali (frequenza sfalci, Lonati et al. 2018; pascolamento, Pittarello et al. 2016, Perotti et al. 2018; incendi, Moris et al. 2017).

Bibliografia e sitografia

- Aceto P., Cavallero A., Lonati M., Scotton M., Ziliotto U., Piccinin L., Paoletti R., Locatelli C., Albertosi A., Bianchetto E., Targetti S., Bazzoffi P., Pellegrini S., Vignozzi N., Rocchini A., D'Egidio G., Rossini F., Cereti C.F., Ubertini G., Domizi L., Porqueddu C., Nieddu S., Maltoni S., 2004. L'evoluzione della vegetazione nelle aree manomesse in differenti contesti ambientali. Quaderni di divulgazione scientifica, ISCF, Lodi.
- Aeschimann D., Lauber K., Moser D.M., Theurillat J.P., 2004. Flora Alpina. Zanichelli, Bologna.
- Balletto E., Cassulo L. A., Bonelli S., 2014. An annotated checklist of the Italian butterflies and skippers (Papilionoidea, Hesperioidea). *Zootaxa* 1: 1 – 114.
- Bassignana M., Madormo F., Spiegelberger T., 2015. Le sementi locali nel restauro ecologico in montagna. Produzione e uso di miscele per la preservazione. Tipografia Testolin Bruno, Sarre (AO).
- Bianchetto E.; Albertosi A.; Targetti S.; Aceto P.; Cavallero A.; Lonati M.; Paoletti R.; Locatelli C.; Rossini F.; Cereti C.F.; Domizi L.; Ubertini G.; Scotton M.; Ziliotto U.; Piccinin L.; Porqueddu C.; Nieddu S.; Maltoni S., 2004. Scelta delle specie e delle tecniche di inerbimento delle aree manomesse in differenti contesti ambientali. Quaderni di divulgazione scientifica, ISCF, Lodi.
- Bignami M., Facciotto P.M., Mancini A., 1986 - Cave e territorio. Edizioni l'Arciere, Cuneo.
- Biondi E., Blasi C., Burrascano S., Casavecchia S., Copiz R., Del Vico E., Galdenzi D., Gigante D., Lasen C., Spampinato G., Venanzoni R., Zivkovic L., 2009. Manuale Italiano di interpretazione degli habitat della Direttiva 92/43/CEE. Società Botanica Italiana e Ministero dell'Ambiente e della tutela del Territorio e del Mare, D.P.N.
- Bochet E., Poesen J., Rubio J.L., 2006. Runoff and soil loss under individual plants of a semi-arid Mediterranean shrubland: influence of plant morphology and rainfall intensity. *Earth Surface Processes and Landforms* 31: 536 – 549
- Branson F.A., Owen J.B., 1970. Plant cover, runoff, and sediment yield relationships on Mancos shale in Western Colorado. *Water Resources Research* 6: 184 – 790.
- Cavallero A., Aceto P., Gorlier A., Lombardi G., Lonati M., Martinasso B., Tagliatori C., 2007. I tipi pastorali delle Alpi piemontesi. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- CFA (Centro Flora Autoctona), 2016. Il fiorume: una risorsa per la biodiversità. Accesso 13/9/2016: <http://www.parcobarro.lombardia.it/>

- D'Antonio C., Meyerson L.A., 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology* 10 (4): 703-713.
- Delaney J.T., Baack E.J., 2012. Intraspecific chromosome number variation and prairie restoration – a case study in Northeast Iowa, U.S.A. *Restoration Ecology* 20: 576 – 583.
- Elwell H.A., Stocking M.A., 1976. Vegetal cover to estimate soil erosion hazard in Rhodesia. *Geoderma* 15: 61– 70.
- Francis C.F., Thornes J.B., 1990. Runoff hydrographs from three Mediterranean vegetation cover types. In Thornes JB (ed.), *Vegetation and Erosion*: 363–384. John Wiley and Sons, Chichester.
- Galasso G., Conti F., Peruzzi L., Ardenghi N.M.G., Banfi E., Celesti-Grappow L., Albano A., Alessandrini A., Bacchetta G., Ballelli S., Bandini Mazzanti M., Barberis G., Bernardo L., Blasi C., Bouvet D., Bovio M., Cecchi L., Del Guacchio E., Domina G., Fascetti S., Gallo L., Gubellini L., Guiggi A., Iamónico D., Iberite M., Jiménez-Mejías P., Lattanzi E., Marchetti D., Martinetto E., Masin R.R., Medagli P., Passalacqua N.G., Peccenini S., Pennesi R., Pierini B., Podda L., Poldini L., Prosser F., Raimondo F.M., Roma-Marzio F., Rosati L., Santangelo A., Scoppola A., Scortegagna S., Selvaggi A., Selvi F., Soldano A., Stinca A., Wagensommer R.P., Wilhelm T., Bartolucci F., 2018. An updated checklist of the vascular flora alien to Italy. *Plant Biosystems* 152 (3): 556 - 592.
- Giupponi L., Bischetti G.B., Giorgi A., 2015. Ecological index of maturity to evaluate the vegetation disturbance of areas affected by restoration work: a practical example of its application in an area of the Southern Alps. *Restoration Ecology* 23 (5): 635 - 644
- Greene R.S.B., Kinnell P.I.A., Wood J.T., 1994. Role of plant cover and stock trampling on runoff and soil erosion from semi-arid wooded rangelands. *Australian Journal of Soil Research* 32: 953 – 973.
- Hufford K.M., Mazer S.J., 2003. Plant ecotypes: genetic differentiation in the age of ecological restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 18: 147 – 155.
- Kainz M., 1989. Runoff, erosion and sugar beet yields in conventional and mulched cultivation results of the 1988 experiment. *Soil Technology Series* 1: 103 – 114.
- Kirmer A., Baasch A., Tischew S., 2012. Sowing of low and high diversity seed mixtures in ecological restoration of surface mined-land. *Applied Vegetation Science* 15: 198 – 207.

- Kowarik I., 1990. Some responses of flora and vegetation to urbanization in Central Europe. In Sukopp H., Hejný S., Kowarik I., (eds.), *Urban Ecology: Plants and Plant Communities in Urban Environments*: 45 – 74. SPB Academic Publishing, Amsterdam, the Netherlands.
- Lang R.D., 1979. The effect of ground cover on surface runoff from experimental plots. *Journal of the Soil Conservation Service of New South Wales* 35: 108 – 114.
- Lang R.D., 1990. The effect of ground cover on runoff and erosion from plots at Scone, New South Wales. MSc thesis, School of Earth Sciences, Macquarie University.
- Lepš J., Doležal J., Bezemer T.M., Brown V.K., Hedlund K., Arroyo M.I., Jørgensen H.B., Lawson C.S., Mortimer S.R., Geldart A. p., Barrueco C.R., Regina I.S., Šmilauer P., van der Putten W.H., 2007. Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. *Applied Vegetation Science* 10: 97 – 110.
- Linse S.J., Mergen D.E., Smith J.L., Trlica M.J., 2001. Upland erosion under a simulated most damaging storm. *Journal Range Management* 54: 356 – 361.
- Lonati M., Probo M., Gorlier A., Pittarello M., Scariot V., Lombardi G., Ravetto Enri S., 2018. Plant diversity and grassland naturalness of differently managed urban areas of Torino (NW Italy). *Acta Horticulturae*. 10.17660/ActaHortic.2018.1215.44
- Machado A., 2004. An index of naturalness. *Journal for Nature Conservation* 12: 95 - 110
- Marston R.B., 1952. General cover requirements for summer storm runoff control on Aspen sites in Northern Utah. *Journal of Forestry* 50: 303– 307.
- Moris J.V., Vacchiano G., Ravetto Enri S., Lonati M., Motta R., Ascoli D., 2017. Resilience of European larch (*Larix decidua* Mill.) forests to wildfires in the western Alps. *New Forests* 48 (5): 663 – 683.
- Noé N., 1994. I tappeti erbosi. *Aspetti ecologici*. *Acer* 5: 14 - 17.
- Nsikani M.M., van Wilgen B.W., Gaertner M., 2018. Barriers to ecosystem restoration presented by soil legacy effects of invasive alien N₂-fixing woody species: implications for ecological restoration. *Restoration Ecology* 26 (2): 235 – 244.
- NSW Department of Primary Industries, 2005. Maintaining groundcover to reduce erosion and sustain production. AGFACTS P2.1.14, New South Wales, NSW Department of Primary Industries.
- Orlandi S., Probo M., Sitzia T., Trentanovi G., Garbarino M., Lombardi G., and Lonati M., 2016. Environmental and land use determinants of grassland patch diversity in the western and

- eastern Alps under agro-pastoral abandonment. *Biodiversity and Conservation* 25 (2): 275 – 293.
- Packer PE., 1951. An approach to watershed protection criteria. *Journal of Forestry* 49: 639–644.
- Perotti E., Probo M., Pittarello M., Lonati M., Lombardi G., 2018. A 5-year rotational grazing changes the botanical composition of sub-alpine and alpine grasslands. *Applied Vegetation Science* 21: 647 – 657.
- Pignatti S., 1985 - *Ecologia vegetale*. UTET. Torino.
- Pignatti S., Menegoni P., Pietrosanti S., 2005. Bioindicazione attraverso le piante vascolari. Valori di indicazione secondo Ellenberg (Zeigerwerte) per le specie della Flora d'Italia. *Braun-Blanquetia* 39: 1 – 97.
- Pittarello M., Probo M., Lonati M., Lombardi G., 2016. Restoration of sub-alpine shrub-encroached grasslands through pastoral practices: effects on vegetation structure and botanical composition. *Applied Vegetation Science* 19 (3): 381 – 390.
- Regione Piemonte, 2010. Le aziende agricole nelle aree Natura 2000 del Piemonte. Commento dell'Ires Piemonte ai primi dati forniti dal Csi Piemonte. www.regione.piemonte.it/agri/psr2007_13/dwd/monitoraggio/2009/02.doc
- Regione Piemonte, 2016. Aree protette e Rete Natura 2000. Sezione dati alfanumerici - Siti Natura 2000. http://gis.csi.it/parchi/datialfa_2k.htm
- Reyneri A., Brun F., Bruno G., 2005. Rilevanza agronomica ed aspetti economici di inerbimenti tecnici e tappeti erbosi in Italia. In Piano E. (eds). *Inerbimenti e tappeti erbosi per l'agricoltura. L'ambiente e la società*. Arti Grafiche E. Duc, Aosta.
- Schröder R., Prasse R., 2013a. Cultivation and hybridization alter the germination behavior of native plants used in revegetation and restoration. *Restoration Ecology* 21: 793 – 800.
- Schröder R., Prasse R., 2013b. From nursery into nature: a study on performance of cultivated varieties of native plants used in re-vegetation, their wild relatives and evolving wild x cultivar hybrids. *Ecological Engineering* 60: 428 – 437.
- Scotton M., Kirmer A., Krautzer B., 2012. *Manuale pratico per la raccolta di seme e il restauro ecologico delle praterie ricche di specie*. CLUEP, Padova.
- SINANet, 2016. Rete del Sistema Informativo Nazionale Ambientale. Accesso 25/10/2016. <http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sia-ispra/download-mais/corine-land-cover/>
- Staub M., Benz R., Bischoff W., Bosshard A., Burri J., Violler S., Bischofberger Y., 2016. *Inerbimento diretto di prati ricchi di specie in agricoltura*. Agridea, Lausanne

- Theurillat J.P., Aeschimann D., Kupfer P. and Spichiger R. (1995). The higher vegetation units of the Alps. *Colloques Phytosociologiques* 23: 189 – 239.
- Vacchiano G., Meloni F., Ferrarato M., Freppaz M., Chiaretta G., Motta R., Lonati M., 2016. Frequent coppicing deteriorates the conservation status of black alder forests in the Po plain (northern Italy). *Forest Ecology and Management* 382: 31 – 38.
- Vitousek P.M., D'Antonio C.M., Loope L.L., Rejmanek M., Westbrooks R., 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21: 1 – 16.

4. *La componente forestale*

4.1 *Introduzione*

In Piemonte, come in tutta la Pianura Padana, i boschi planiziali da sempre hanno subito un forte impatto antropico. A partire dall'epoca romana infatti, l'uomo ha causato una progressiva riduzione delle superfici boscate a favore inizialmente dell'agricoltura e in tempi più recenti, di insediamenti urbani e industriali (Camerano et al. 2010). Ciononostante, in Piemonte, alcuni boschi planiziali hanno ancora notevole estensione pur presentando uno stato di conservazione generalmente medio o basso, dovuto anche alla diffusione di numerose specie esotiche invasive arboree, arbustive ed erbacee (Camerano et al. 2009).

Considerati i prioritari servizi ecosistemici che questi popolamenti forniscono, spesso la ricostituzione artificiale dei boschi planiziali pre-esistenti, quali ad esempio quercocarpineti, saliceti e alneti, costituisce l'obiettivo più ambito dei progetti compensativi collegati alla realizzazione delle grandi opere viarie.

Come sarà rimarcato più volte nel corso dei paragrafi successivi, la vegetazione forestale presente all'interno di un determinato habitat è il risultato di complessi equilibri tra condizioni climatiche, microclimatiche, pedologiche, idriche e faunistiche, a loro volta influenzate dall'azione dell'uomo. A questi equilibri la vegetazione reagisce organizzandosi in comunità che possono risultare differenti anche in spazi molto ristretti. Inoltre, bisogna considerare che la natura è dinamica, in continua evoluzione allo scopo di adattarsi ai cambiamenti; nelle sue varie forme e funzioni, essa è la rappresentazione dei cambiamenti indotti dall'uomo e si riorganizza per formare nuovi ecosistemi.

È importante infine sottolineare che un ecosistema forestale non può essere semplificato a un insieme di alberi e arbusti, ma deve essere considerato come un complesso sistema di processi ecologici, dinamici e interagenti fra loro.

4.2 Obiettivi del capitolo

Le informazioni contenute in questo capitolo sono frutto sia della sintesi di diversi contributi scientifici citati in bibliografia, sia dell'esperienza maturata dal DISAFA in anni di attività sperimentale sul campo, dove si è potuta studiare e monitorare la risposta delle piante agli effetti dei principali fattori limitanti e di disturbo che possono essere presenti nelle aree interessate da interventi di cantierizzazione oggetto di successivo ripristino.

Non saranno quindi fornite informazioni sulle tradizionali tecniche di realizzazione degli impianti, in quanto argomenti già ampiamente trattati in altri manuali. Il capitolo vuole invece fornire delle indicazioni utili a guidare l'operatore, soprattutto se alle prime esperienze in questo ambito, nella scelta delle tecniche più idonee in relazione alle potenzialità e alle criticità del sito al fine di ridurre il rischio di insuccesso dell'impianto e limitare l'impegno economico.

4.3 La complessità di un intervento di recupero

Se un'area degradata a causa di un disturbo venisse abbandonata, sarebbe soggetta spontaneamente ad una serie di processi naturali che porterebbero, sul lungo periodo, al raggiungimento di una condizione di equilibrio con l'ambiente circostante, in cui il popolamento forestale è stabile in assenza di ulteriori disturbi.

Nel caso in cui il disturbo sia di origine antropica, come generato ad esempio dalla cantierizzazione di un'area che abbia comportato il rimaneggiamento del substrato, l'asportazione del *topsoil*, la scomparsa o l'alterazione della banca semi e la rimozione degli apparati radicali (Parrotta et al. 1997), il processo di rinaturalizzazione richiederebbe delle tempistiche molto lunghe. È stato valutato, ad esempio, che possono trascorrere anche 100 anni prima che si sviluppi una soddisfacente copertura vegetale sui detriti da miniera (Bradshaw 2007).

Spesso in queste aree, dove le condizioni ecologiche possono essere anche molto distanti da quelle necessarie a garantire l'attecchimento e lo sviluppo di specie forestali esigenti, l'evoluzione naturale può condurre ad un soprassuolo finale diverso da quello ipotizzato in progetto.

Inoltre, queste aree sono spesso caratterizzate da condizioni estremamente favorevoli all'ingresso di specie ruderali e generaliste, non di rado alloctone a comportamento invasivo, che possono ulteriormente allungare i tempi necessari per il ripristino naturale della cenosi forestale tipica.

L'obiettivo principale di un intervento di recupero tramite la ricostituzione artificiale di cenosi vegetali, non è altro che l'accelerazione di un processo che altrimenti avrebbe luogo naturalmente (Singh et al. 2002).

Generalmente però, i progetti di recupero di queste aree interessano un orizzonte temporale di circa 3-4 anni. Durante il primo anno si effettuano gli interventi di preparazione del sito e di realizzazione dell'impianto, per poi dedicare due o tre anni alla manutenzione ordinaria e straordinaria dell'impianto (sfalci, sostituzione delle fallanze, ecc.).

Un periodo di realizzazione e gestione circoscritto a 3-4 anni rappresenta una delle principali criticità dei progetti di recupero in aree fortemente degradate. In questo breve lasso di tempo infatti, solo nelle migliori condizioni di crescita, le piante messe a dimora possono raggiungere uno sviluppo sufficiente da non essere più soggette ai rischi più diffusi, come ad esempio i danni provocati dalla fauna, la competizione con la componente erbacea o i periodi di stress idrico.

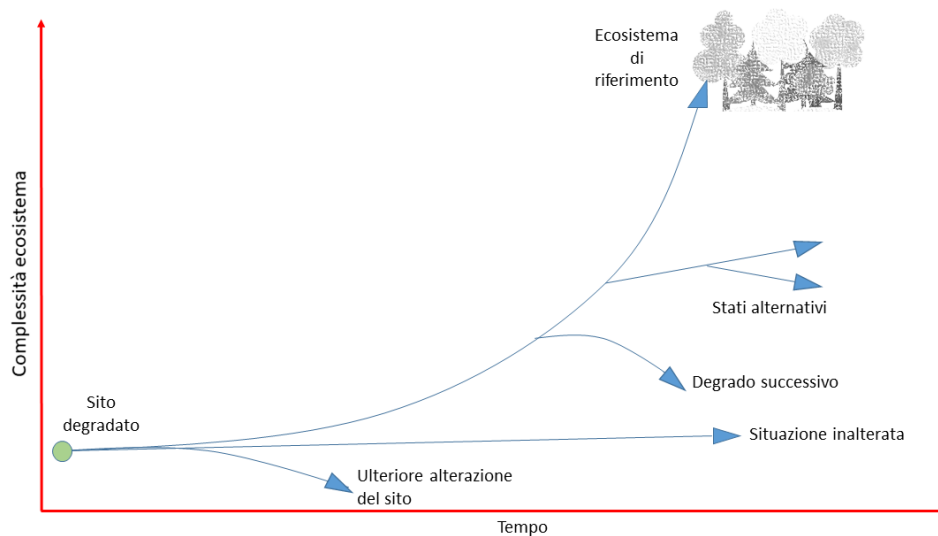


Figura 1. Potenziale percorso di recupero di un sito degradato (Hobbs and Mooney 1993, modificato)

La figura 1 sintetizza il potenziale percorso di recupero di un sito degradato. Il pieno recupero è l'obiettivo da raggiungere dove l'ecosistema di riferimento mostra la maggiore complessità funzionale. Il punto di partenza, rappresentato dal sito degradato, dipende dalle condizioni iniziali e dall'impatto subito. Più la distanza tra i due punti è elevata maggiore sarà la necessità di investire risorse ed energie per ottenere il recupero dell'ecosistema. Inoltre, maggiore è la distanza, maggiore saranno i rischi che la traiettoria progettata cambi direzione e assuma i contorni di una situazione non voluta.

Per aumentare la probabilità di raggiungere l'obiettivo è possibile operare in due modalità:

- (i) porre un obiettivo di recupero meno complesso e quindi più vicino allo stato di partenza, finalizzando gli interventi ad attivare dinamiche naturali e funzionalità che permetteranno di rendere il popolamento resistente, resiliente e, allo stesso tempo, in grado di evolversi naturalmente verso forme più complesse;
- (ii) investire maggiormente sul restauro della componente pedologica in modo da favorire le condizioni di accrescimento delle piante e la ripresa dei processi naturali.

In ogni caso, a garanzia di un adeguato percorso si rende necessario un attento e continuo monitoraggio dell'evoluzione del sito per evitare situazioni di deriva dalla traiettoria originale verso ecosistemi non voluti o condizioni di degrado simili a quelle di partenza.

4.4 Definire gli obiettivi di un progetto di recupero

In generale l'obiettivo di un rimboschimento all'interno di un progetto di recupero ambientale è quello di favorire la ripresa di vegetazione autoctona, riproponendo artificialmente cenosi in grado di raggiungere una complessità strutturale tipica di quelle naturali e una maggiore diversità biologica. La definizione dell'obiettivo però non può prescindere dall'attenta analisi di alcuni fattori, tra loro interconnessi, che possono influenzare profondamente il risultato:

- intensità del disturbo: è necessario ricostruire in modo approfondito la cronologia degli eventi che hanno portato l'area d'intervento allo stato di degrado *post-operam*. Questo permetterà di valutare accuratamente il grado di alterazione del sito, di individuare i fattori che limitano i processi naturali e di calibrare adeguatamente le risorse necessarie per intervenire in modo efficace, riducendo al minimo i rischi di insuccesso dell'impianto;
- risorse economiche: se l'intensità del disturbo che ha interessato il sito è stata tale da richiedere un impegno economico non conciliabile con le risorse disponibili, il traguardo del pieno recupero potrebbe non essere raggiunto. In questi casi è meglio porre un obiettivo di restauro parziale ma realistico piuttosto che porsi un traguardo troppo ambizioso e non essere in grado di raggiungerlo. Ad esempio, è più opportuno orientare gli interventi sui fattori che limitano la ripresa delle dinamiche naturali di successione e sul monitoraggio dell'evoluzione del sito nel tempo. In alternativa, si possono concentrare gli interventi sulle aree più favorevoli allo sviluppo del nuovo soprassuolo, dalle quali, anche se con tempi più lunghi, potranno avviarsi processi di rinaturalizzazione verso il resto del sito;
- tempo a disposizione: come già sottolineato, in natura, il ripristino di tutte le funzioni di un habitat degradato richiede delle tempistiche lunghe e non conciliabili con quelle che in genere sono a disposizione di un operatore per effettuare il recupero ambientale. Condizioni pedologiche iniziali non adeguate all'attecchimento e allo sviluppo delle piantine e obiettivi

ecologicamente complessi richiedono tempi di gestione e di monitoraggio prolungati;

- caratteristiche ecologiche del sito e uso del suolo circostante: le condizioni ecologiche *post-operam* del sito da recuperare e le caratteristiche delle aree limitrofe possono risultare determinanti nell'agevolare o nel rallentare i processi di rinaturalizzazione. Ad esempio, le aree di cantiere sovente presentano un suolo fortemente compattato con conseguenti problemi di ristagno idrico e difficoltà di penetrazione da parte degli apparati radicali. Dove invece la presenza eccessiva di scheletro grossolano determina un drenaggio rapido delle acque meteoriche o di quella apportata tramite l'irrigazione di soccorso, si possono verificare situazioni di deficit idrico.

Inoltre, le stesse aree sono spesso caratterizzate dalla quasi completa assenza di ombreggiamento, con effetti negativi sulle giovani piantine nei primi anni di sviluppo dopo la messa a dimora.

Tutte queste condizioni, oltre a rendere le aree poco idonee ad ospitare un bosco, favoriscono lo sviluppo di specie opportuniste, sovente alloctone e invasive, la cui diffusione può essere favorita sia dalla loro presenza nella banca semi inclusa nel materiale terroso riportato durante gli interventi di ripristino pedologico, che dalle condizioni ambientali nelle aree interferite dai lavori, che ne facilitano l'insediamento diretto.

Anche la destinazione d'uso delle aree adiacenti può influenzare l'esito dell'obiettivo. La presenza di superfici boscate con esemplari porta seme di specie autoctone possono rappresentare un ottimo nucleo di espansione e ricolonizzazione naturale su cui concentrare alcune risorse.

-strumenti di pianificazione: è importante verificare se sul territorio sia presente una regia che agisce a una scala più ampia del singolo intervento di recupero con la quale ci si possa coordinare verso un obiettivo comune e più complesso.

4.5 Fattori che possono compromettere l'esito dell'intervento

La fase progettuale di un intervento di recupero tiene conto di quei fattori, piuttosto comuni a tutti gli interventi e facilmente prevedibili, che possono compromettere l'esito del rimboschimento. Questi sono principalmente:

- a) la realizzazione degli interventi al di fuori dei periodi ottimali;
- b) i periodi prolungati di siccità;
- c) l'azione competitiva dello strato erbaceo sulle giovani piantine;
- d) il brucamento degli apici vegetativi o dell'intero fusto causato dall'azione di fauna selvatica come le minilepri.

Il progettista per ovviare a questi fattori prende i dovuti accorgimenti che si traducono ordinariamente in:

- a) interventi di irrigazione di soccorso durante i periodi prolungati di siccità;
- b) sfalci ripetuti e utilizzo di teli pacciamanti per diminuire la competizione con lo strato erbaceo;
- c) utilizzo di tutori anti lepri (*shelter*) intorno alle piantine.

Queste azioni sono fondamentali ma a volte possono non bastare. Infatti, le aree interessate da cantieri al termine del loro utilizzo presentano caratteristiche tali da favorire il verificarsi di disturbi che non è sempre possibile prevedere. Come ad esempio la presenza di erbivori domestici o selvatici, attacchi da parte di insetti defogliatori e la diffusione di specie vegetali invasive.

4.5.1. Ungulati selvatici

Se l'area è frequentata da ungulati selvatici come i caprioli, gli *shelter* possono non risultare sufficienti in quanto di altezza inferiore rispetto l'altezza di brucatura di questi animali. Gli apici vegetativi possono essere sottoposti all'azione di brucatura in modo ripetuto nel tempo; in questo caso, la loro continua asportazione ad ogni ripresa vegetativa causa nelle piantine un accrescimento irregolare. La pianta assume tipicamente un aspetto cespuglioso ed il suo accrescimento è nel tempo sempre più stentato.



Figura 2. Farnia con brucamento del fusto principale e sviluppo a baionetta dei rami laterali

La pianta, rimanendo bassa, oltre a subire per un tempo prolungato e indefinito l'azione degli ungulati, continua a essere sottoposta alla competizione da parte dello strato erbaceo, obbligando gli operatori ad intervenire per un periodo più lungo sul contenimento dell'inerbimento. Inoltre una ripetuta azione di brucamento degli apici determina uno stato di stress continuo che si ripercuote sulla vitalità della pianta fino a portare alla morte gli individui meno resistenti.

4.5.2. Erbivori domestici

Gli ungulati selvatici non sono però gli unici responsabili di danni alle piante di questo tipo. Infatti, spesso le aree di pianura adiacenti alle grandi infrastrutture lineari sono frequentate da pastori erranti che portano le loro greggi (figura 3) e mandrie (figura 4) a pascolare nei periodi tardo autunnali e invernali.



Figura 3. Gregge di pecore e capre lasciato libero di pascolare lungo la tratta ferroviaria TO-MI

Anche in questo caso la sola predisposizione di *shelter* non è sufficiente a preservare l'integrità delle piante messe a dimora. Una soluzione a questa problematica potrebbe essere l'impiego di recinzioni di esclusione intorno all'impianto anche se ciò comporta un aumento dei costi di realizzazione e comunque un continuo presidio dell'area per la gestione della stessa.



Figura 4. Mandria di vacche al pascolo per il periodo invernale nei campi lungo la tratta autostradale

4.5.3. Insetti defogliatori

Un ulteriore fattore di disturbo, difficilmente prevedibile ma piuttosto diffuso nei popolamenti planiziali del Piemonte, è rappresentato dalle infestazioni di lepidotteri defogliatori (figura 5). Le larve di questi insetti vivono a spese delle foglie che vengono avvolte da una tela sericea ed erose completamente lasciando intatte solo le nervature principali. In caso di gravi attacchi la pianta può essere defogliata interamente. I danni sono soprattutto di tipo fisiologico ma possono ripercuotersi sull'accrescimento delle piante.



Figura 5. Attacco di lepidotteri defogliatori su un rimboschimento lungo la tratta autostradale TO-MI

4.5.4. Specie esotiche invasive

Come già riportato le critiche condizioni pedologiche e microclimatiche tendono a favorire l'ingresso di specie vegetali opportuniste e generaliste come le classiche esotiche invasive. Ne sono un esempio, tra le entità erbacee il poligono giapponese (*Reynoutria spp.*), la sorghetta (*Sorghum halepense L.*) e la verga d'oro maggiore (*Solidago gigantea Aiton*). Queste specie, solitamente di alta taglia e rapida crescita, sottraggono nutrienti, luce e acqua alle piante e alcune mostrano processi allelopatici. La loro diffusione, che avviene solitamente in maniera prepotente (figura 6), può determinare un grave danno all'impianto, sino a comprometterne la riuscita, richiedendo interventi di contenimento (sfalci o eradicazione) ravvicinati almeno per i primi anni dalla realizzazione.



Figura 6. Invasione di *Reynoutria japonica* in un rimboscimento

L'elenco delle entità alloctone a comportamento invasivo che possono determinare criticità sul territorio piemontese è riportato nelle Liste nere approvate con DGR 33-5174 del 12/06/2017.

4.5.5. Stress da trapianto

Durante le fasi di realizzazione degli impianti, le piantine sono soggette a una serie di spostamenti e manipolazioni che possono generare in loro una condizione di sofferenza. Questa può iniziare già in vivaio a seguito di una non corretta azione di estrazione delle piante a radice nuda dal substrato di allevamento o di quelle in pane di terra dal loro contenitore. Durante il tragitto dal vivaio al sito di messa a dimora, le piante rimangono esposte all'aria e al sole per un tempo che può essere prolungato soprattutto se la provenienza di queste non è locale. Un'ulteriore fase di sofferenza può essere provocata nel caso in cui non ci sia una perfetta sincronizzazione tra l'arrivo delle piantine e la fine delle operazioni di preparazione del sito, situazione che determina un'esposizione più o meno prolungata dell'apparato radicale all'aria. Infine le operazioni di messa a dimora delle piante possono essere causa di lesioni alle radici o alle gemme. Queste situazioni di sofferenza si traducono in una diminuzione dell'efficienza di alcune funzioni vitali della pianta. Infatti, per recuperare le condizioni fitosanitarie precedenti al trapianto le piantine vanno incontro al cosiddetto stress da trapianto. La durata di questa situazione è funzione della capacità della pianta di adattarsi più o meno rapidamente alle nuove condizioni di crescita (Rietveld 1989).

In particolare durante lo stress da trapianto la pianta riduce l'area fogliare e quindi la traspirazione e l'attività fotosintetica. In pratica l'esemplare arresta la crescita e l'emissione di nuove foglie, germogli e fiori, fino a quando non riesce a ritrovare le condizioni adatte per riprendere l'accrescimento.

Il compattamento e la scarsa umidità del suolo, solitamente presenti nei siti degradati, aumentano ulteriormente i tempi necessari alla piantina per uscire dalla condizione di stress da trapianto in quanto rallentano lo sviluppo radicale (Bennie 1991). Lunghi periodi di stress in cui la piantina arresta la crescita, diminuiscono la capacità di sfuggire alla competizione con le specie erbacee, rendendo necessari prolungati interventi di contenimento delle stesse.

Il grafico successivo (figura 7) mostra i risultati di un impianto sperimentale realizzato lungo il tracciato autostradale Torino – Milano in cui si denota come lo stress da trapianto abbia bloccato la crescita delle piante nelle prime due stagioni vegetative. Allo stesso tempo mostra la differente risposta nella ripresa di accrescimento da parte di specie più rustiche come l'olmo campestre e il biancospino, rispetto a specie più esigenti come la farnia.

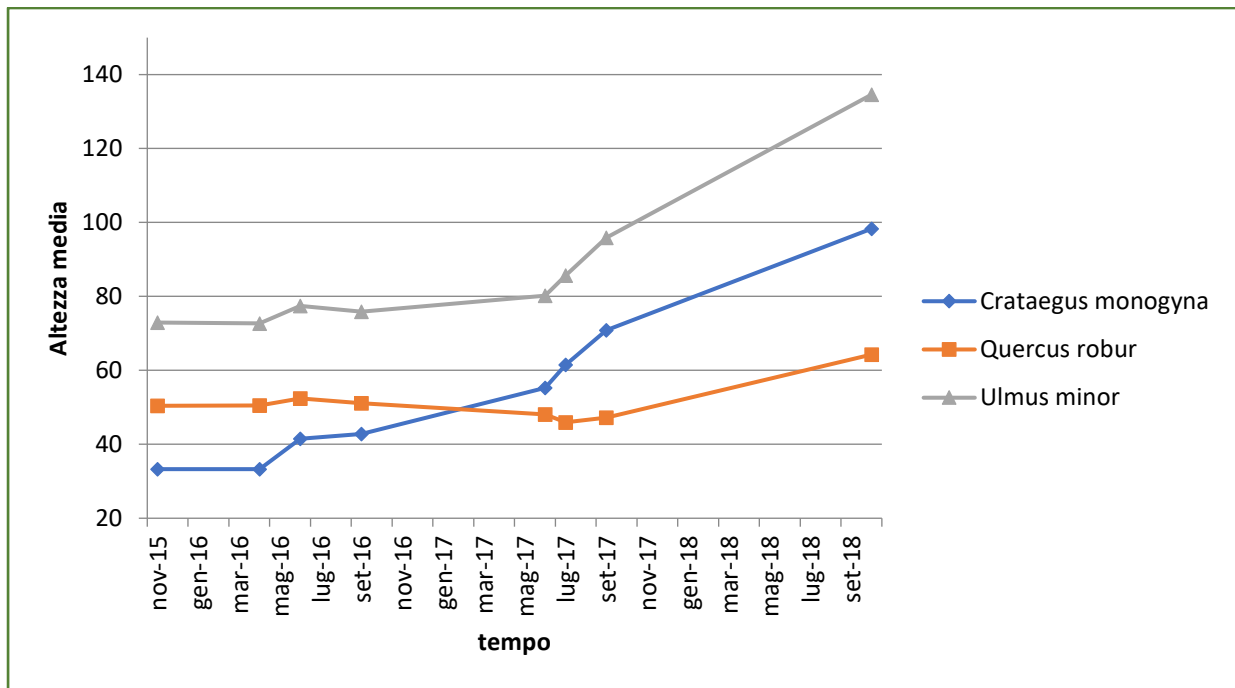


Figura 7: Accrescimento in altezza di tre specie forestali

Per concludere, molte delle situazioni illustrate nei precedenti paragrafi risultano frequenti e devono essere previste in fase di progettazione, potendo essere in parte limitate dedicando un tempo adeguato all'analisi delle criticità del territorio in una fase antecedente a quella decisionale e monitorando costantemente l'evoluzione dei siti.

4.6 Causa di mortalità delle piantine

In riferimento agli interventi di rimboschimento mitigativi e di ripristino delle superfici occupate da cantieri in seguito al loro smantellamento, la mortalità è espressa dal numero di individui di una data popolazione che non sopravvive dopo un certo periodo di tempo dalla messa a dimora. Si distingue una mortalità ecologica ed una mortalità teorica. Mentre la prima è espressione della longevità degli individui della popolazione in condizioni ambientali esposte ai disturbi naturali e antropici, la seconda si verifica in condizioni ideali di assenza di fattori limitanti ed è quindi espressione della longevità massima che un organismo può raggiungere (Piusi 1994). La morte è un fenomeno che si verifica in seguito all'azione di diversi fattori fisici o biotici su organismi di ogni età, ma che si concentra soprattutto nei primi anni di vita degli individui per poi ridursi in quelli successivi, come viene ben espresso dalle curve di sopravvivenza nel grafico seguente (figura 8).

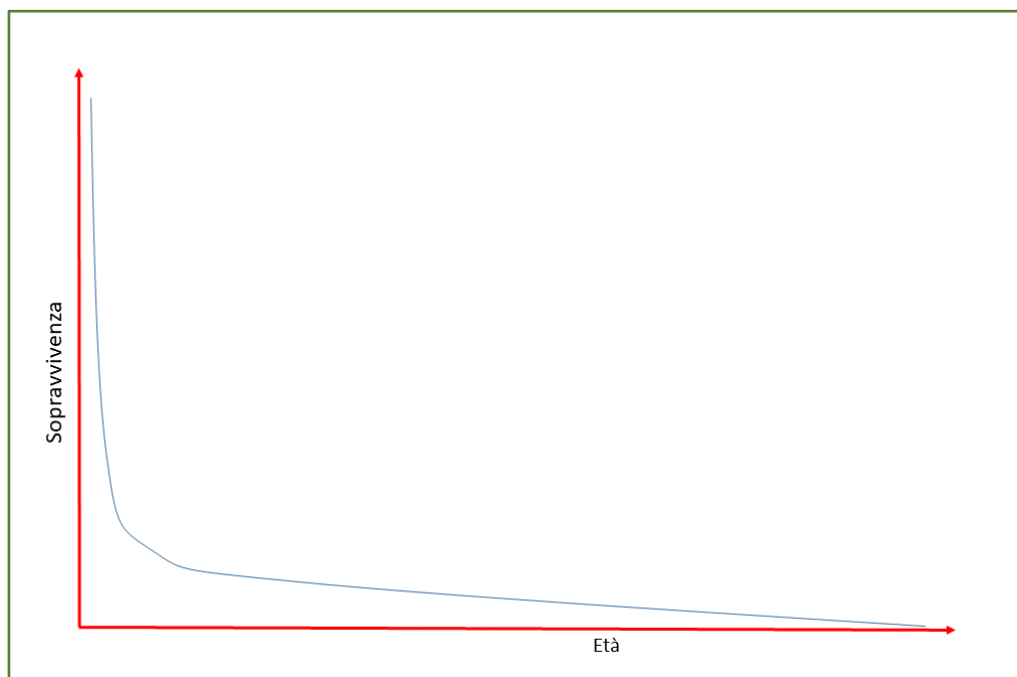


Figura 8. Curva di sopravvivenza. tipica dei popolamenti arborei, indica un'alta mortalità negli stadi di vita iniziali che tende poi a ridursi in quelli successivi (Odum 1973, modificato).

I fattori di stress che agiscono sulla sopravvivenza dei singoli individui sono molteplici e possono avere origine biotica o fisico-meccanica. Alcuni esempi di fattori di stress sono rappresentati dalla mancanza di luce, dai cambiamenti dei caratteri fisici e chimici del suolo, dalle condizioni estreme di umidità e di temperatura che si possono verificare in certe annate particolarmente

piovose, siccitose o in inverni molto freddi, da disturbi creati da una pullulazione di insetti defogliatori o dall'azione di erbivori domestici (es: pecore) o selvatici (es: caprioli, minilepri) nell'area rimboschita. Inoltre questi fattori determinano un livello di stress più o meno elevato a seconda della specie interessata. Alcune piante infatti presentano caratteristiche di maggior resistenza e/o resilienza ad esempio al ristagno idrico prolungato piuttosto che alla siccità estiva rispetto ad altre più esigenti ecologicamente.

Nei rimboschimenti giovani la competizione con lo strato erbaceo, a livello radicale nei confronti della disponibilità idrica, e a livello epigeo nei confronti della luce, determina sugli individui processi di indebolimento e conseguentemente di predisposizione all'azione di un altro fattore di stress. Alla competizione si possono infatti aggiungere le condizioni fisiche avverse (vento, carico di neve, ristagno idrico ecc.), la predazione e il parassitismo (Franklin et al. 1987). Questi fattori intervengono spesso congiuntamente; in particolare un organismo può essere spesso debilitato da un determinato agente e di conseguenza subire con maggiore facilità l'azione letale di un altro. Un evento accidentale, quale lo scalzamento parziale dell'apparato radicale provocato ad esempio dalle alternanze di gelo e disgelo, dal calpestio o dal morso di un animale, rende più facile un attacco da parte dei funghi che provocano un ulteriore indebolimento meccanico dell'individuo e di conseguenza una maggiore predisposizione alla morte.

Una diversa suscettibilità nei confronti di stress e disturbi da parte degli individui può essere inoltre frutto di differenze specie-specifiche di resistenza o di vigoria legati a caratteri genetici o all'età.

Molto spesso le cause principali di morte sono differenti per individui di età diverse: nelle fasi iniziali di vita le piante soccombono spesso per la concorrenza con altre piante, mentre con il proseguire dell'età le cause di mortalità legate ad eventi meteorici o meccanici prendono il sopravvento. Predatori e parassiti agiscono ad ogni età, ma le specie responsabili sono spesso diverse a seconda dell'età degli organismi attaccati (Piuksi 1994).

Infine è da sottolineare come l'azione di un fattore di stress o la concomitanza di più fattori, può non determinare l'immediata morte dell'individuo, ma una fase più o meno lunga di riduzione dell'accrescimento ed un indebolimento generale, che lo rende più suscettibile a danni di origine biotica ed abiotica, e a cui segue solo dopo alcuni anni l'effettiva morte di questo.

4.7 Scelta delle specie da utilizzare

La valutazione delle specie da utilizzare per la realizzazione dell'impianto è sicuramente una delle scelte progettuali più importanti.

Spesso viene fatta basandosi sul tipo di vegetazione potenziale e sull'inquadramento fitoclimatico della stazione. Questa valutazione consente in teoria di individuare e scegliere quelle specie che con l'evoluzione naturale si sarebbero insediate autonomamente. Bisogna però tener in considerazione del fatto che, come si è visto in precedenza, le condizioni stazionali del substrato di crescita e quelle microclimatiche a seguito della dismissione del cantiere possono aver subito un forte impatto e non essere più idonee a sostenere le prime fasi di attecchimento e sviluppo delle giovani piantine.

L'individuazione delle specie deve quindi essere effettuata tenendo conto delle esigenze edafiche ed ecologiche delle diverse entità e confrontando la loro adattabilità ai parametri ambientali presenti nella stazione di intervento. Come già espresso nei capitoli iniziali del manuale, le aree di cantiere possono aver ospitato differenti attività, dalle quali sono derivati diversi impatti ecologici sul sito. In aree debolmente degradate o dove è stato possibile ripristinare in maniera adeguata le condizioni pedologiche e microstazionali, è ipotizzabile l'impiego di specie ecologicamente più esigenti e più prossime all'optimum fitoclimatico. Al contrario, in aree fortemente degradate, in cui le condizioni pedologiche e microstazionali sono state drasticamente alterate, e laddove non è possibile, per mancanza di risorse, effettuare un adeguato ripristino e/o una manutenzione sufficientemente prolungata, idonei a garantire lo sviluppo di specie esigenti, diventa più risolutivo proporre l'utilizzo di specie rustiche, in grado di garantire maggiore attecchimento, accrescimenti rapidi e resistenza ai fattori di stress tipici dei siti degradati.

La scelta delle specie basata su questi due criteri (importanza del disturbo e risorse per il recupero pedologico e la manutenzione) rappresenta solo uno step di questa fase.

Infatti la scelta può essere stabilita, ad esempio, anche in funzione degli obiettivi colturali da raggiungere e dal ruolo ecologico che ciascuna specie può svolgere nei confronti dell'intero ecosistema (facilitazione per specie più esigenti, miglioramento del suolo, rapido accrescimento o copertura del suolo).

Per orientare la scelta, è consigliabile verificare la presenza di esperienze (positive o negative) condotte in aree limitrofe o simili per parametri ambientali, pedologici e stazionali e da queste trarre le informazioni utili al conseguimento del proprio obiettivo.

Come evidenzia il Regolamento Forestale regionale (art. 36), la scelta delle piante deve interessare specie autoctone ed escludere le piante inserite nelle *black-list* predisposte dalla Regione Piemonte e riportanti le specie esotiche considerate invasive a livello regionale (Regione Piemonte, 2019).

4.7.1. Accrescimento e mortalità: un caso studio

Nel 2014 il DISAFA, in collaborazione con Arpa Piemonte, ha condotto uno studio sulla risposta in termini di sopravvivenza e sviluppo degli impianti forestali inseriti nei progetti di ripristino o mitigazione ambientale e realizzati nel 2008 lungo il tracciato ferroviario ad alta velocità-alta capacità Torino – Milano. I rilievi hanno interessato un campione di 32 aree di saggio posizionate in quindici impianti rappresentativi della situazione generale degli interventi realizzati nel tratto compreso tra Torino e Novara. Complessivamente lo schema d’impianto utilizzato era uniforme per tutti ed è stato previsto l’impiego di specie allevate in vivaio in pane di terra di età 1+1 e afferenti alla categoria forestale del quercu-carpineto tra cui:

- *Populus alba* L.
- *Fraxinus excelsior* L.
- *Quercus robur* L.
- *Prunus avium* L.
- *Populus nigra* L.
- *Tilia cordata* Mill.
- *Alnus glutinosa* L.
- *Crataegus monogyna* Jacq.
- *Euonymus europaeus* L.
- *Cornus sanguinea* L.
- *Corylus avellana* L.

Uno dei principali risultati emersi da questa ricerca è sicuramente la difficoltà di adattamento delle piante alle condizioni stagionali a seguito della messa a dimora, che si traduce in una riduzione nei tassi di sopravvivere e di accrescimento. Come evidenziano i due grafici successivi (figura 9 e 10) è stato stimato un grado di mortalità medio pari al 52% per le specie arboree impiegate e al 46% per quelle arbustive. Il dato risulta ancor più marcato se si considera che a questa situazione si è giunti dopo due anni di risarcimenti delle fallanze e in qualche caso a infittimenti nel sesto d’impianto (azione che spiega il tasso di mortalità negativa di uno degli impianti esaminati).

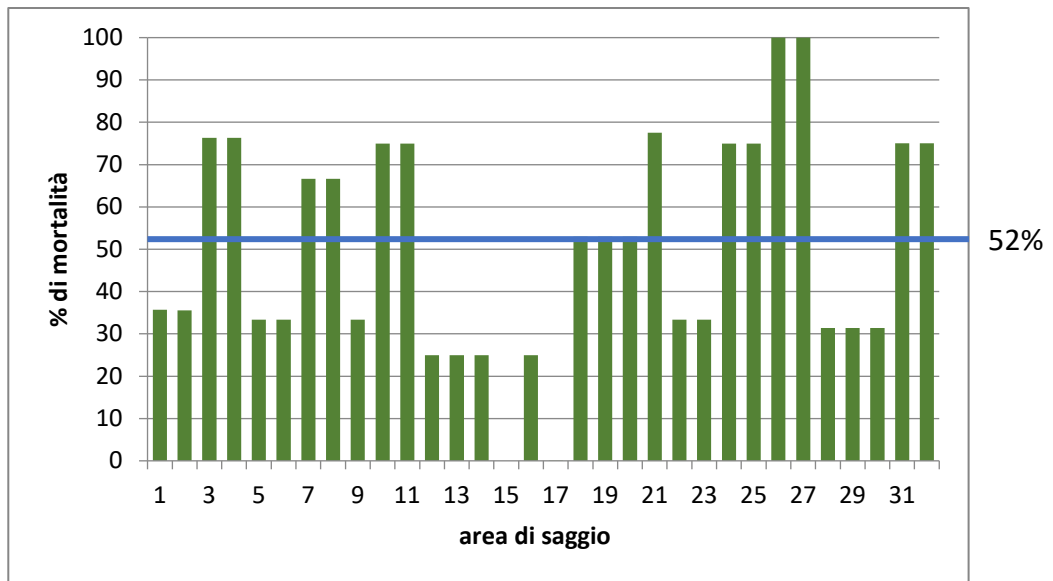


Figura 9. Percentuale di mortalità delle specie arboree (dati non pubblicati)

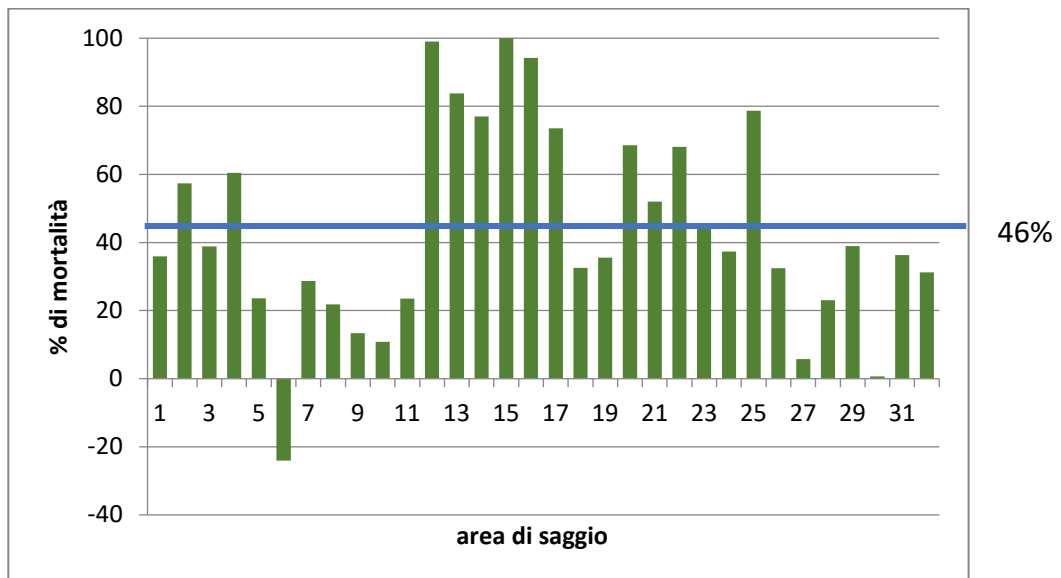


Figura 10. Percentuale di mortalità delle specie arbustive (dati non pubblicati)

Dall'analisi dei dati relativi agli accrescimenti degli impianti, emerge un'altra importante criticità. L'altezza media degli impianti, considerando sia specie arbustive che arboree, risulta essere pari a 1,4 m. Ipotizzando un'altezza media di circa 60 cm delle piantine prese in vivaio, vuol dire che annualmente gli impianti si sono accresciuti negli otto anni dalla realizzazione di 10 cm di media. Escludendo il contributo del pioppo bianco, l'altezza media complessiva si abbassa a 1,2 m, portando quindi a 7,5 cm il valore medio di accrescimento annuale. Questa situazione concretamente si traduce in impianti in cui alberi e arbusti sono ancora sottoposti all'azione di brucamento da parte di eventuali ungulati, oltre che alla competizione dello strato

erbaceo. La copertura al suolo, generata dalle chiome e che può migliorare le condizioni microstazionali, risulta inoltre essere ancora molto limitata.

Analizzando in dettaglio gli accrescimenti delle specie maggiormente impiegate in questi impianti, emerge un altro aspetto molto importante per la scelta delle specie da utilizzare, ovvero la differente risposta in termini di sviluppo di alcune specie rispetto ad altre. Come si evince dalle due tabelle successive (tabella 1 e 2) le specie pioniere e quelle rustiche che meglio sono in grado di adattarsi a suoli degradati, come il pioppo bianco e il biancospino, presentano accrescimenti longitudinali maggiori rispetto a specie ecologicamente più esigenti come la farnia, il ciliegio, il frassino, l'evonimo o il sanguinello.

Tabella 1. Altezze medie delle specie arboree comunemente impiegate negli impianti studiati

Specie arborea	Altezza media (m)
Carpino bianco	1,8
Frassino maggiore	1,2
Pioppo bianco	3,7
Ciliegio selvatico	1,2
Farnia	1,2

Tabella 2. Altezze medie delle specie arbustive comunemente impiegate negli impianti studiati

Specie arbustiva	Altezza media (m)
Sanguinello	1,0
Biancospino	1,5
Evonimo	0,8

Come già sottolineato utilizzare specie che si accrescono lentamente, sia per caratteristiche specie-specifiche, sia per cause dovute a scarse condizioni stazionali, si traduce in una prolungata esposizione a fattori di rischio quali la competizione con lo strato erbaceo, e l'azione del brucamento da parte di erbivori domestici e selvatici. Specie a rapido accrescimento sono meno soggette a questi rischi e garantiscono inoltre una maggiore copertura in minor tempo, con ricadute positive anche sulle condizioni microclimatiche al suolo e sull'innescamento di processi di successione vegetazionale verso la cenosi potenziale della stazione.

I risultati di questo lavoro, confermano la necessità già espressa di porre un'adeguata attenzione sulla scelta delle specie da utilizzare. Questo sia per un discorso legato al

raggiungimento dell'obiettivo dell'intervento sia per ottimizzare le risorse economiche ed umane da impiegare nella gestione dell'impianto.

Se l'obiettivo principale dell'intervento è di ottenere velocemente un'adeguata copertura forestale che possa garantire un discreto contenimento delle specie erbacee (invasive e non) e svolgere funzione di protezione dall'erosione superficiale o di corridoio ecologico tra due aree boscate, si consiglia di utilizzare specie più rustiche e a rapido accrescimento anche se daranno origine a formazioni forestali ecologicamente meno interessanti.



Figura 11. Impianto di 8 anni (più due di vivaio) realizzato utilizzando specie afferenti alla categoria forestale del quercocarpinetto, le frecce indicano la posizione di alcune piante che come si nota superano di poco lo strato erbaceo.

4.8 La qualità del postime

Generalmente le piante prodotte dai vivai forestali vengono definite postime di vivaio. Considerando le critiche condizioni in cui spesso ci si trova ad operare e la fase di stress da trapianto a cui le giovani piante sono soggette soprattutto durante il primo anno dopo la messa a dimora, è fondamentale utilizzare postime sano e di buona qualità. La qualità del postime di vivaio può essere considerata come il frutto di una serie di scelte e di pratiche colturali effettuate in diverse tappe del ciclo produttivo: dalla raccolta della semente fino alle operazioni di trasferimento del postime nella località d’impianto. Un errore commesso in una di queste fasi della filiera produttiva può pregiudicare la “bontà” del prodotto finale. La scelta del materiale da vivaio, per quanto complessa, può essere effettuata sulla base di alcuni parametri che aiutano a ridurre al minimo l’impiego di postime non idoneo, aumentando quindi il successo dell’impianto:

- provenienza certificata: la commercializzazione del materiale forestale di propagazione è regolata da apposite leggi. Il D.Lgs. 386 del 10/11/2003 recepisce la Direttiva comunitaria 1999/105/CE, relativa alla commercializzazione dei materiali forestali di moltiplicazione ed esprime il divieto di mettere in commercio materiale destinato ai rimboschimenti per i quali non sia possibile dichiarare la provenienza. Il decreto legislativo sostituisce la precedente legge n. 269 del 1973.
- provenienza locale: l’impiego di materiale vivaistico in aree con caratteristiche stagionali diverse da quelle di origine costituisce una delle cause di insuccesso dei rimboschimenti. È consigliabile l’utilizzo di ecotipi adattati alle condizioni climatiche della regione in cui si realizzerà il ripristino oltre che la riduzione dei tempi di trasporto dal vivaio all’impianto, durante i quali le piantine sono esposte all’aria e al sole e possono esser danneggiate. Per questi motivi è opportuno assicurarsi che la provenienza delle piante sia locale.
- morfologia del postime: alcuni parametri morfologici della pianta possono essere presi in considerazione per una valutazione accurata del postime in vivaio da utilizzare nell’intervento.

- *gemma apicale sana*: una pianta che presenta danni alle gemme apicali, di tipo meccanico o fungino, è da evitare in quanto già sofferente ancor prima di essere messa a dimora.
- *dimensioni della pianta (rapporto parte epigea/ipogea)*: la valutazione congiunta dell'apparato radicale e della parte aerea, espressi entrambi in volume o in peso secco, è un buon indice della qualità del prodotto vivaistico. Questo parametro mette in relazione la parte della pianta che assorbe acqua ed elementi nutritivi (apparato radicale) con la componente traspirante (chioma) attraverso cui si hanno perdite di acqua durante il processo di produzione della biomassa. Una chioma ben sviluppata rispetto ad un limitato apparato radicale, il cui accrescimento può essere ad esempio ridotto a causa dell'accrescimento nelle fitocelle, sposta il rapporto tra assorbimento e traspirazione a favore di quest'ultima, pregiudicando il corretto funzionamento del sistema pianta. Piante di maggiori dimensioni possono quindi andare in contro a stress da trapianto più marcati rispetto a piante con apparati fogliari meno sviluppati, soprattutto se la prima stagione vegetativa, dopo la messa a dimora, risulta particolarmente calda e siccitosa.

4.9 Le tecniche di allevamento in vivaio

Il postime può essere classificato con più precisione in funzione dei metodi di coltivazione e della durata del periodo di allevamento in vivaio. Una prima distinzione può essere fatta tra il materiale in contenitore, quello a radice nuda e quello in pane di terra. Diversi studi sono stati condotti per verificare la risposta in termini di sopravvivenza e di accrescimento delle piante, durante la prima stagione vegetativa dopo la loro messa a dimora.

Di seguito vengono riportati alcuni risultati emersi sia da attività sperimentali del DISAFA che da contributi scientifici presenti in bibliografia che possono essere utili nel contesto della realizzazione di impianti in aree degradate.

4.9.1. Piante in contenitore

Secondo quanto riportato da alcuni manuali di vivaistica (Gradi 1996; Ersaf), l'impiego di postime allevato in contenitore non pregiudica l'attecchimento delle piantine ma potrebbe determinare una diminuzione della loro stabilità una volta raggiunte dimensioni di individuo adulto a causa dell'inadeguato sviluppo dell'apparato radicale. Uno dei difetti principali dell'allevamento in contenitore è infatti la spiralizzazione a cui possono essere sottoposte le radici che crescono in uno spazio ridotto durante il periodo di sviluppo in vivaio (figura 12).

Nel momento in cui si verifica la spiralizzazione delle radici, queste si sviluppano rimanendo in superficie. Tale anomalia nello sviluppo potrà causare, come già detto, instabilità nella pianta adulta. Inoltre lo sviluppo superficiale dell'apparato radicale riduce il potenziale idrico disponibile per la pianta ed aumenta l'esposizione dello stesso al calore della prima estate successiva alla messa a dimora in pieno campo, con ricadute in termini di disseccamento delle radici. Infatti, se sono state eseguite le classiche lavorazioni del suolo propedeutiche all'impianto (come ad esempio aratura e fresatura) è possibile che alla prima stagione vegetativa la copertura erbacea non sia ancora adeguata e lasci senza ombreggiamento buone porzioni di suolo in cui si registra un maggior surriscaldamento.



Figura 12. Esempio di apparato radicale sviluppato in un contenitore

A titolo di esempio si riporta il grafico (figura 13) che mette in evidenza temperature massime di quasi 50°C raggiunte nei primi 10 cm di suolo in un sito sperimentale al primo anno dalla messa a dimora con suolo parzialmente scoperto a causa di un limitato attecchimento dell'inerbimento.

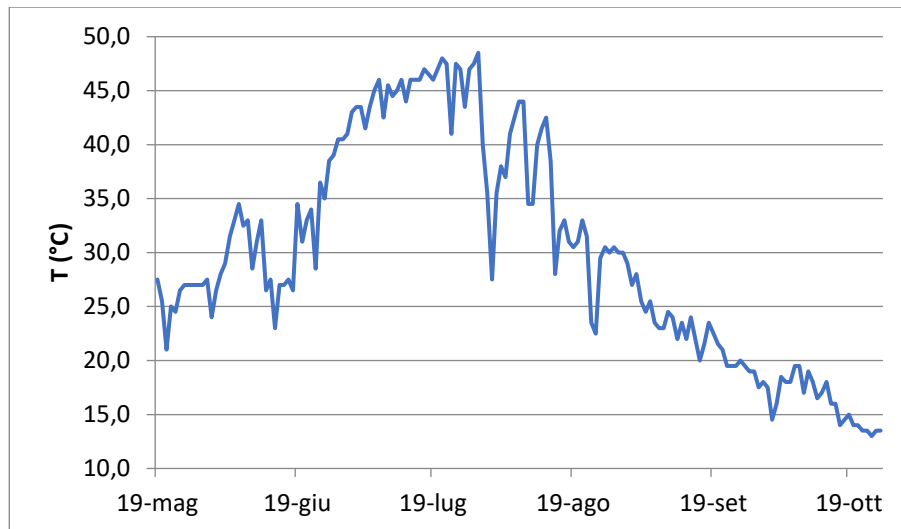


Figura 13. Temperature massime del suolo raggiunte durante il trimestre estivo del 2015 (dati non pubblicati)

4.9.2. Piante a radice nuda

La tipologia di piante forestali allevate a radice nuda è rappresentata da individui forniti dal vivaio senza un pane di terra o altro substrato che avvolga le radici. Questa tecnica permette di mantenere i costi di produzione, e di conseguenza quelli di vendita, che risultano inferiori rispetto a quelli delle piante allevate in contenitore (Johnson et al. 1996). Inoltre le piante possono sviluppare un apparato radicale più ampio rispetto a quello generato in un contenitore, in quanto libero di accrescersi in pieno campo per il periodo di allevamento in vivaio. La forma della radice è una caratteristica importante nelle piantine. In condizioni ideali, le radici laterali si estendono uniformemente in tutte le direzioni massimizzando così lo sfruttamento delle risorse del suolo a favore della crescita delle piantine e garantendo inoltre lo sviluppo di un disco radicale stabile che riduce il rischio di instabilità nella pianta adulta (Lindstrom e Rune 1999). Infine piantine con sistema radicale esteso sono più efficaci nel competere con la vegetazione erbacea (Dey e Parker 1997) in quanto in grado di esplorare una porzione di suolo più esteso e più profondo.

Diversi autori mettono però in luce anche alcune criticità nell'impiego di piante a radice nuda connesse soprattutto all'esposizione delle radici all'aria. Infatti, dal momento in cui vengono estratte dal loro letto di crescita per essere messe nella dimora definitiva passa un periodo che può essere più o meno lungo a seconda di alcuni fattori come ad esempio la distanza tra il vivaio e il sito da recuperare, la sincronizzazione tra le operazioni di preparazione del sito di impianto e la consegna delle piantine, il periodo di messa a dimora (Fort et al. 1997; Girard et al. 1997; Garriou et al. 2000).

L'esposizione prolungata ad alte temperatura, vento e scarsa umidità dell'aria possono essere determinanti nell'innescare una fase di sofferenza nella pianta e causare una riduzione degli accrescimenti ed un elevato tasso di mortalità (Stroempl 1985).

Diversi studi hanno dimostrato come anche lo stoccaggio invernale può essere causa di disseccamento delle radici in modo proporzionale alla durata (Garriou 2000). Secondo uno studio effettuato su postime di quercia rossa (Gerard et al. 1997), l'esposizione delle radici a condizioni di buio, 8°C e 60% di umidità relativa per più di 5 giorni, può avere effetti negativi sia sull'apertura delle gemme, sia sull'emissione di nuove radici prolungando così il periodo di stress da trapianto.

4.9.3. Piante pronto effetto

Per piante a "pronto effetto" si intende una selezione di piante adulte allevate in contenitore o in pieno campo che hanno ricevuto nel corso degli anni cure e trapianti costanti (dai tre - quattro anni minimo a sei - sette anni e oltre) (figure 14 e 15). Solitamente vengono fornite all'operatore con una circonferenza del fusto variabile da 10 a 25 cm (circa 3-8 cm di diametro).

Lo scopo più diffuso dell'impiego di questa tipologia nei rimboschimenti è permettere di guadagnare tempo nel processo di copertura del suolo rispetto all'impiego di piante di dimensioni più piccole come quelle da contenitore o a radice nuda. Utilizzandole in contemporanea con piante più piccole permette inoltre di realizzare un impianto con struttura più eterogenea, accostandosi maggiormente al concetto di naturalità del sito.

Inoltre le maggiori dimensioni permettono alle piante di sottrarsi da subito alla competizione erbacea, almeno per quanto riguarda la luce. Di conseguenza anche le attività di sfalcio possono essere ridotte.



Figura 14 e 15. Piante a pronto effetto (a sinistra) e dettaglio del pane di terra avvolto in un tessuto biodegradabile (a destra)

Per contro, date le dimensioni elevate di queste piante rispetto a quelle allevate in pane di terra o a radice nuda, il livello di complessità nelle operazioni di allevamento, trasporto, messa a dimora e gestione aumenta, con conseguenti ripercussioni sul costo finale, che risulta maggiore.

Inoltre, dato il rapporto tra apparato fogliare e radicale sbilanciato a favore della chioma (figura 16), lo stress da trapianto rischia di essere prolungato. Come sottolineato da alcuni studi (Watson 1985), le piante pronto effetto presentano una chioma più sviluppata rispetto all'apparato radicale e quindi il tempo necessario a recuperare il divario sarà maggiore.

In definitiva la scelta di utilizzare piante pronto effetto deve essere supportata da un'attenta analisi delle risorse economiche disponibili e delle potenzialità ecologiche del sito.



Figura 16. Esempio di rapporto tra apparato radicale e apparato fogliare sbilanciato a favore della chioma in una pianta pronto effetto

In una situazione caratterizzata da importanti fattori limitanti, come spesso accade nei siti post-cantiere, l'utilizzo di piante a pronto effetto può dare scarsi risultati, con elevati tassi di mortalità ed un incremento dei costi di manutenzione (figura 17).



Figura 17. Piante pronto effetto morte in seguito al loro utilizzo in un intervento di recupero ambientale

4.10. Semina diretta

Secondo diversi autori la semina diretta di specie arboree è un metodo potenzialmente valido e alternativo al convenzionale utilizzo di piantine da vivaio negli interventi di ripristino di aree degradate (Richard et al. 2006, Madsen e Löf 2005).

Questa tecnica è stata utilizzata in passato per il recupero di foreste ripariali (Barbosa et al. 1992, 1996), per il rimboschimento di canali artificiali (Sun et al. 1995) o aree disboscate (Guariguata e Pinard 1998) e per la rinaturalizzazione di miniere al termine dell'attività estrattiva (Parrotta e Knowles 1999). Attualmente però è una tecnica utilizzata solo sporadicamente (Barbosa et al. 1992; Parrotta e Knowles 1999) che ha dimostrato diversi aspetti positivi ma anche alcune criticità.

Richiedendo interventi di preparazione del sito e di realizzazione dell'impianto semplificati, la semina diretta consente di ridurre i tempi e i costi dell'intervento rispetto alla messa a dimora di piante da vivaio (Shen e Hess 1983) specialmente in siti inaccessibili dove la realizzazione di un rimboschimento mediante piante in pane di terra o a radice nuda può risultare improponibile (Camargo et al. 2002). Inoltre i semi costano meno e occupano uno spazio ridotto, permettendo quindi di contenere i costi e facilitando il trasporto. Per questi motivi è possibile aumentare la densità d'impianto che si traduce in una diminuzione degli interventi di sostituzione di fallanze.

Durante le operazioni di trasporto e messa a dimora del postime c'è il rischio di causare alle giovani piantine danni meccanici o problemi di stress idrico e disseccamento degli apparati radicali. Tramite l'impiego della semina diretta queste problematiche risultano notevolmente ridotte (FAO 1971; Shen e Hess 1983; Barbosa et al. 1992; Ng 1996).

Effetti positivi si possono riscontrare anche nell'accrescimento dell'apparato radicale (figura 18) che riesce a svilupparsi naturalmente evitando le malformazioni tipiche associate alla crescita in contenitore (Stanturf et al. 2000, Dey et al. 2008) citate in precedenza (figura 12).

Tra gli aspetti che possono mettere a rischio la riuscita di interventi di semina diretta, rientrano sicuramente le tecniche di conservazione del seme e i trattamenti in preparazione alla germinazione. Molte specie infatti manifestano notevoli difficoltà di conservazione e



Figura 18. Sviluppo radicale di una piccola farnia seminata direttamente in campo

allevamento per problematiche di diversa natura che condizionano spesso la germinazione e di conseguenza la resa in campo (Piotto 1992).

La conservazione del seme, la facoltà germinativa, l'epoca e la modalità di semina ed eventualmente i trattamenti cui sottoporre il seme per rendere massima l'entità, la velocità e l'uniformità della germinazione, caratterizzano in modo univoco ogni specie e possono quindi rendere complessa la scelta delle specie da utilizzare e i tempi di realizzazione dell'impianto.

Tali trattamenti agiscono direttamente sulla fisiologia del seme e sull'evoluzione dei processi germinativi; alcune specie necessitano ad esempio di un periodo di vernalizzazione durante il quale il seme viene stratificato in mezzo ad un substrato umido e soffice (generalmente torba o sabbia) e posto in ambiente controllato a basse temperature (tra +2°C e +6°C) con l'obiettivo di rimuovere la dormienza. Alcune specie invece per uscire da una dormienza causata da fattori esogeni, come ad esempio l'impermeabilità all'acqua dei tegumenti seminali, necessitano di un processo chiamato scarificazione consistente nell'abrasione meccanica o chimica dei tegumenti esterni che favoriscono l'assorbimento dell'acqua o lo scambio di gas.

Altre specie come ad esempio la farnia, non necessitano di particolari trattamenti. In questi casi la semina può essere fatta subito dopo la raccolta in autunno o in primavera, avendo cura di conservare la vitalità dei semi, che generalmente mostrano una facoltà germinativa elevata (circa il 75%), tramite vernalizzazione.

Al contrario i semi del ciliegio selvatico possono presentare dormienze di tipo fisiologico e morfologico che richiedono un periodo di post-maturazione in ambiente temperato, umido e arieggiato. Inoltre la durezza dell'endocarpo può causare resistenza alla germinazione. Se trattati correttamente anche i semi di ciliegio selvatico presentano elevata facoltà germinativa (70-80%). Temperature elevate degli strati superficiali del terreno (+20°C), anche per periodi relativamente brevi (7-14 giorni), possono però indurre dormienze secondarie.

Infine l'emergenza dei semi di frassino maggiore (facoltà germinativa 60-80%) viene ridotta da temperature massime giornaliere del suolo superiori a 25°C, così come da periodi di allagamento invernali (Jinks 2006). Se si effettua la semina primaverile, il seme deve essere prima stratificato a caldo per 8-16 settimane e successivamente a freddo per altrettante settimane.

Il manuale "Semi di alberi e arbusti coltivati in Italia" (Piotto 1992) riporta, sotto forma di schede, le informazioni utili per affrontare nel miglior modo la semina diretta delle principali specie forestali italiane.

Oltre ai rischi legati all'errata conservazione e preparazione dei semi, il successo degli interventi di semina diretta può essere ridotto a causa della predazione degli stessi da parte di piccoli roditori, cinghiali, uccelli o insetti. I tassi di predazione possono essere anche molto elevati e tali da compromettere l'esito del recupero; in uno studio effettuato dal DISAFA si è misurato un tasso massimo di predazione pari al 77% delle ghiande messe a dimora nel mese di settembre (Martelletti et al. 2018). È stato inoltre osservato che il tasso di predazione varia a seconda delle caratteristiche del microsito in cui il seme è disperso (Imakawa 1996). Protetti dalla vegetazione erbacea, per esempio, i roditori possono spendere più tempo nella ricerca e nella predazione dei semi (Orrock et al. 2004; van Ginkel et al. 2013).

Anche se il tasso di germinazione in interventi di semina risulta elevato, il periodo iniziale di accrescimento dei semenzali può risultare particolarmente critico ed influire negativamente sul risultato finale. Diversi fattori di mortalità come la predazione, che in alcuni casi avviene anche dopo la germinazione, la competizione con lo strato erbaceo e diversi stress abiotici, possono ostacolare lo sviluppo dei semenzali (Nathan e Muller-Landau 2000; Kipfer et al. 2009). Elevate temperature, eccessiva quantità di luce al suolo e siccità estiva prolungata, risultano particolarmente marcate in siti degradati a causa dell'assenza di una copertura forestale. Le radici delle plantule devono quindi crescere velocemente per raggiungere orizzonti del suolo più profondi e più umidi per evitare processi di disseccamento legati alla mancanza di acqua che viene più rapidamente persa per evapotraspirazione negli orizzonti superficiali. Sebbene la presenza di una copertura vegetale sia in grado di attenuare la temperatura del suolo, questa può concorrere a un aumento dell'evaporazione a causa della traspirazione, andando a competere con i semenzali (Willoughby 2009). È necessario, quindi, mantenere adeguati livelli di umidità del suolo durante il periodo di germinazione (de Chantal et al. 2003, Nagamatsu et al. 2002).

Altro fattore che può influenzare il determinare il successo o l'insuccesso della semina diretta è la dimensione del seme. In diversi lavori scientifici è stata dimostrata infatti una correlazione tra la dimensione del seme e la germinazione. Semi di grosse dimensioni mostrano una maggiore sopravvivenza e un maggior sviluppo rispetto a semi piccoli e leggeri (Camargo et al. 2002). In generale i semi grossi sopportano meglio condizioni climatiche estreme per periodi più lunghi rispetto ai semi piccoli (Gray e Spies 1997) in quanto contengono più riserve all'interno dei cotiledoni (Zhang e Maun 1993). Le giovani piantine nate da semi di specie

pioniere, che generalmente sono piccoli, mostrano maggiore suscettibilità alle avverse condizioni ambientali.

Un ulteriore aspetto da tenere in considerazione è la competizione con lo strato erbaceo cui sono soggetti i semenzali e che richiede accurati interventi di gestione della componente erbacea nell'immediato intorno delle giovani piantine.

4.10.1. Semina diretta: un caso studio

Nella primavera del 2010 il DISAFA ha avviato una sperimentazione in un sito degradato lungo la tratta ferroviaria ad alta capacità compresa tra Torino e Novara, utilizzando la semina diretta di ghiande di farnia. Si riportano di seguito (figura 19) i principali valori di accrescimento delle piante ottenuti dopo le prime 5 stagioni vegetative. Il sito sperimentale era stato in parte recintato per valutare l'impatto di ungulati e lagomorfi sugli accrescimenti. La densità media di impianto era di 5 ghiande al metro quadro. Si tenga conto che questa densità di semina seguita anche solo con un attecchimento del 10%, porta ad avere comunque 5.000 piante/ha, densità difficilmente ipotizzabile con gli interventi di rimboschimento tradizionali.

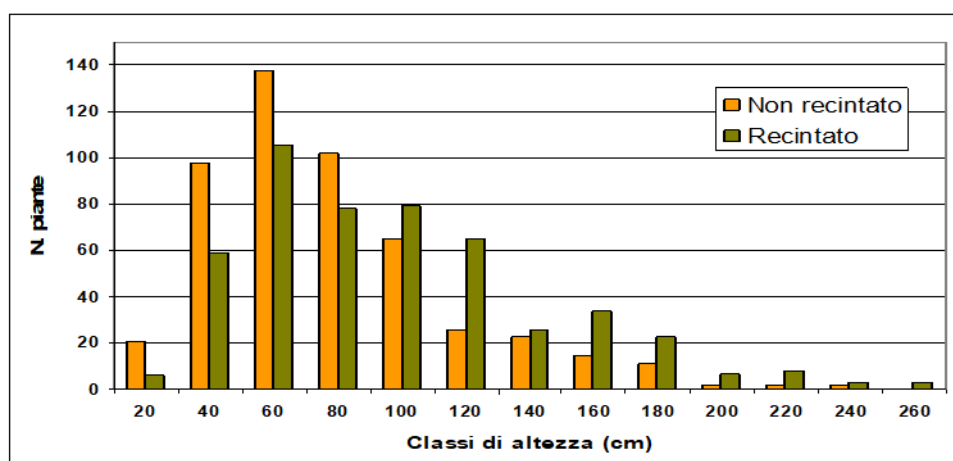


Figura 19. Accrescimento delle querce rappresentato in classi di altezza

L'effetto della recinzione ha determinato una maggiore frequenza di querce nelle classi di altezza più elevate rispetto alle querce esposte al brucamento.

Complessivamente l'attecchimento è risultato idoneo a garantire una copertura significativa e anche gli accrescimenti sono da considerare di rilievo (figure 20, 21 e 22).



Figura. 20, 21, 22. Ghiande di farnia germinate (in alto a sinistra) e individui di 5 anni di età (in basso e a destra)

4.11. Facilitazione e competizione

Con i termini “Facilitazione” e “Competizione” si indica la somma degli effetti positivi e negativi che un elemento di origine abiotica o biotica esterno alla pianta esercita su questa (Gomez-Aparicio 2009).

Le interazioni tra piante si manifestano all'interno di un complesso sistema di processi biotici e abiotici che il più delle volte agiscono contemporaneamente. Le piante possono interagire con i loro vicini direttamente attraverso processi allelopatici o indirettamente attraverso meccanismi competitivi e facilitativi concomitanti (Callaway e Walker 1997). La competizione implica interazioni negative in cui una pianta influisce su un'altra attraverso lo sfruttamento di spazi o risorse limitati, come sostanze nutritive e acqua. La facilitazione comporta, al contrario, interazioni positive che riducono lo stress abiotico, migliorando così le prestazioni di un individuo. Il miglioramento delle condizioni climatiche del microsito sotto la chioma di una pianta adulta è un esempio comune di un meccanismo facilitatore che aumenta localmente l'umidità relativa e attenua la temperatura dell'aria e la velocità del vento. Questo permette di ridurre lo stress abiotico diminuendo l'evapotraspirazione e proteggendo le piante più piccole dagli estremi di temperatura e dall'essiccamento causato dal vento (Soliveres et al. 2011).

In alcuni casi l'effetto positivo si manifesta attraverso la riduzione della concorrenza esercitata dallo strato erbaceo o attraverso il miglioramento delle condizioni pedologiche (se l'elemento migliorativo è ad esempio una leguminosa azotofissatrice, figura 23); un ulteriore esempio di effetto positivo è quello esercitato nei confronti del brucamento, dalla chioma di un arbusto a protezione di una giovane piantina germinata al suo interno.

I processi facilitativi si manifestano maggiormente dove le condizioni stazionali e climatiche risultano essere particolarmente critiche (Castro et al. 2004) come spesso si verifica all'interno di un'area degradata di cantiere. I processi di facilitazione possono essere avviati utilizzando altri elementi biotici come arbusti oppure utilizzando elementi abiotici come strutture artificiali ombreggianti (figura 24) o elementi di necromassa. Nei sistemi altamente degradati gli elementi abiotici possono emulare gli effetti positivi di quelli biotici riproducendo l'ombreggiamento che si ha sotto copertura delle chiome (Badano et al. 2011) eliminando però la produzione di effetti negativi come la competizione per le risorse nutritive.



Figura 23 e 24. Arbusti di ginestra (a sinistra) utilizzati per migliorare le condizioni del suolo e per ombreggiare la giovane piantina di farnia; pannello artificiale ombreggiante (a destra).

4.11.1. Effetto dell'ombreggiamento: un caso studio

Nel 2015 a seguito di un impianto realizzato come recupero di un'area degradata, è stato condotto dal DISAFA uno studio sull'effetto dell'ombreggiamento determinato dalla presenza di un ponte ferroviario (figura 25), nei confronti della sopravvivenza delle piantine messe a dimora. Durante tutto il trimestre estivo sono stati monitorati l'umidità percentuale al suolo e il quantitativo di luce diretta a diverse distanze dal ponte.



Figura 25. sito sperimentale posto in prossimità del ponte ferroviario

Come si evince dal grafico riportato (figura 26), all'aumentare della distanza dal ponte, posizionato a sud rispetto all'impianto, si ha una progressiva diminuzione dell'umidità del suolo e un aumento della quantità di luce diretta.

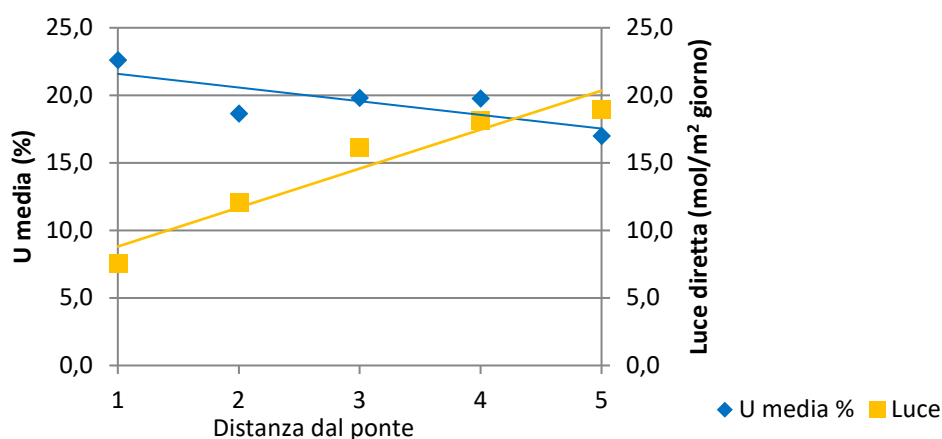


Figura 26. Variazione dell'umidità % e della luce diretta all'aumentare della distanza dal ponte

L'effetto ombreggiante del ponte migliora le condizioni microclimatiche del sito determinando una maggiore sopravvivenza di due delle tre specie utilizzate in questo impianto come evidenziato nel grafico della figura 27.

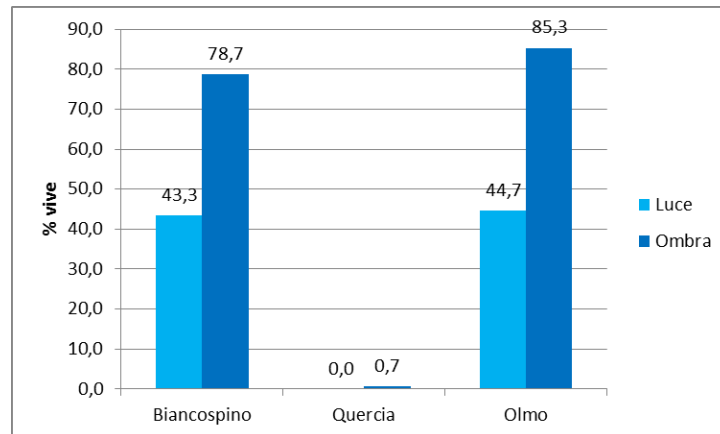


Figura 27. Risposta in termini di sopravvivenza delle piante

4.12. Gestione dell'impianto

4.12.1. Irrigazione di soccorso

I processi di crescita e di sopravvivenza delle piante sono negativamente influenzati da diversi fattori di stress di origine biotica e abiotica. Tra questi, il deficit idrico risulta essere uno dei più determinanti.

Generalmente lo stress idrico si manifesta quando l'acqua disponibile nel suolo è ridotta e le condizioni atmosferiche ne causano una continua perdita attraverso l'evaporazione e la traspirazione. Le conseguenze di questo stress sono rappresentate da una progressiva chiusura degli stomi, da una riduzione degli scambi gassosi, del turgore fogliare e dello sviluppo delle cellule. Uno stress idrico prolungato può portare all'arresto dell'attività fotosintetica, a disturbi nel metabolismo e condurre la pianta anche alla morte. Le piante presentano una certa tolleranza a questa condizione che può variare sensibilmente da specie a specie e a volte, anche all'interno della stessa specie.

Inoltre la risposta delle piante al deficit idrico dipende anche dallo stadio di sviluppo della pianta stessa. In un intervento di rimboschimento, la prima causa di stress da trapianto, è proprio l'insufficiente disponibilità idrica. Questa analisi sottolinea l'importanza di monitorare con molta attenzione l'andamento delle precipitazioni e delle temperature a seguito della realizzazione dell'impianto soprattutto (ma non solo) durante il primo anno dalla messa a dimora. Nel caso in cui si manifestino i sintomi del deficit idrico sarà necessario intervenire con l'irrigazione di soccorso nella frequenza e intensità necessarie a ristabilire l'equilibrio idrico nel metabolismo della pianta. Per quanto riguarda la frequenza delle irrigazioni non è possibile dare delle indicazioni precise in quanto è strettamente correlata all'andamento stagionale delle precipitazioni e delle temperature. Generalmente è buona prassi prevedere 3 passaggi ripartiti nei mesi estivi. Gli interventi possono essere di numero inferiore nel momento in cui si ritenga che le sole precipitazioni atmosferiche siano distribuite uniformemente nel trimestre estivo e abbiano un'intensità sufficiente da soddisfare le esigenze idriche delle piante. Anche per quanto riguarda la quantità di acqua da erogare non è possibile stabilirla con precisione in quanto è funzione di diversi fattori tra cui la specie interessata e la capacità di ritenzione idrica del suolo. In genere un quantitativo di almeno 3 litri per pianta risulta essere un sufficiente apporto. La distribuzione deve essere prevista per singola pianta evitando un'irrigazione a pioggia che richiederebbe apporti decisamente superiori.

4.12.2. Contenimento della componente erbacea

La gestione della vegetazione erbacea, soprattutto se interessa anche il contenimento delle specie invasive, è una delle voci che generalmente richiede il maggior dispendio di energie ed investimenti economici. Proprio per questo motivo risulta indispensabile valutare attentamente fino a che punto quest'azione si rende necessaria per il corretto sviluppo dell'impianto. Identificare una soglia sotto la quale la competizione con lo strato erbaceo è tollerabile significa ottimizzare il rendimento dell'impianto e contenere i costi di gestione. La "soglia di competizione" per le specie arboree e arbustive è stata definita come la quantità di biomassa erbacea oltre la quale inizia a verificarsi un minor rendimento dell'impianto (Cousens 1987). La risposta delle piante alla competizione con lo strato erbaceo conduce a sviluppi differenti a seconda che si valuti la crescita o la sopravvivenza delle piante (Wagner e al. 1989). Il grafico seguente (figura 28) spiega la differente risposta in termini di crescita e di sopravvivenza.

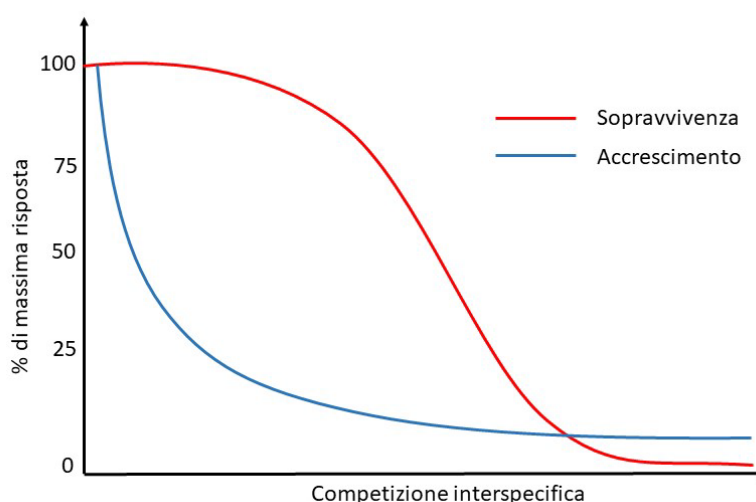


Figura 28. Curva della sopravvivenza e degli accrescimenti in risposta alla competizione (Wagner 1989 modificato)

Dal tracciato delle curve è evidente che all'aumentare della competizione con lo strato erbaceo si ha una quasi immediata risposta negativa in termini di accrescimento delle piante. Questo sottolinea l'importanza di intervenire prontamente, concentrando gli interventi di contenimento soprattutto nel periodo di massimo sviluppo delle specie erbacee. Ridurre al minimo i fattori di stress nei primi anni dalla messa a dimora consente alle piante arboree e arbustive di impiegare le proprie risorse per raggiungere uno sviluppo sufficiente a superare la competizione con lo strato erbaceo.

Non eseguire correttamente il contenimento della competizione con lo strato erbaceo si traduce in un impianto formato da individui che rimangono bassi e quindi soggetti, per un tempo maggiore, all'azione della competizione stessa e al brucamento da parte degli erbivori selvatici e domestici.

La curva della risposta in termini di sopravvivenza invece mostra una prolungata resistenza da parte delle piante alla competizione. Caratteristica che però oltre ad una certa soglia tende a diminuire drasticamente determinando notevoli conseguenze sull'esito dell'impianto.

Entrambe le curve riportate sul grafico esprimono una risposta abbastanza generale da parte delle piante anche se ogni specie presenta delle proprie caratteristiche ecologiche che ne possono far variare in parte l'andamento.

La scelta di specie a rapido accrescimento permette di ridurre il periodo di gestione dello strato erbaceo.

4.13. Valutazione del grado di recupero

Stabilire quando l'ecosistema in cui si agisce può considerarsi recuperato è fondamentale e in genere si considera tale nel momento in cui esso è nuovamente in grado di "sostenere e mantenere una comunità adattativa ed equilibrata di organismi aventi una composizione di specie, diversità e funzioni paragonabile a quella degli habitat naturali all'interno di una regione" (De Leo e Levin 1997).

Nel caso di un bosco, il recupero di tutte le sue funzioni necessita di periodi molto lunghi e segue dinamiche di successioni non modellizzabili e/o replicabili. La valutazione del grado di recupero assume quindi contorni molto complessi e difficilmente standardizzabili.

Il confronto con le comunità arboree limitrofe all'area oggetto di recupero non è sempre possibile in quanto, spesso, si tratterebbe di un confronto fatto con aree da sempre sottoposte a disturbi antropici (come ad esempio la gestione della foresta) dove le dinamiche non seguono traiettorie naturali.

Inoltre, il periodo normalmente dedicato alla realizzazione della componente arbustiva e arborea in un progetto di recupero ambientale (circa 3 anni) può non risultare sufficiente a individuare l'attivazione dei processi di recupero delle funzioni del bosco.

La "Society for Ecological Restoration" propone uno strumento, chiamato "five-star recovery system", utile a valutare e classificare il grado di recupero di un sito degradato nel corso del tempo.

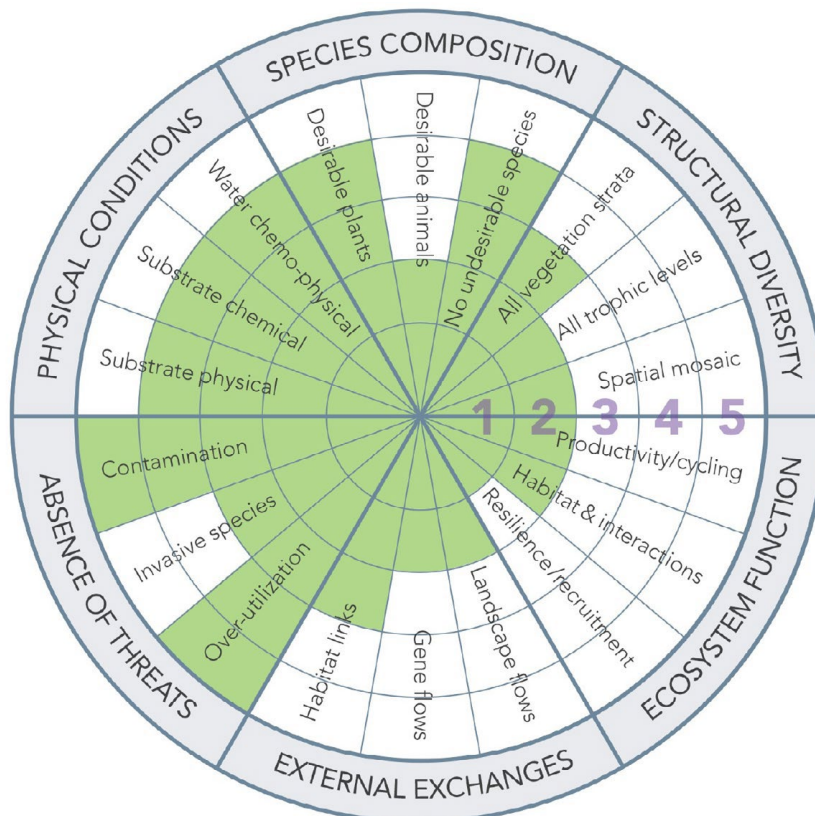
Si tratta di uno schema basato su una valutazione a 5 livelli che rappresentano ciascuno un gradiente cumulativo di corrispondenza (da molto bassa a molto elevata) con l'ecosistema di riferimento. Tramite l'ausilio della tabella 3 è possibile attribuire una valutazione complessiva del sito basandosi sulle cause di degrado, sui fattori di rischio da fonti esterne, sulla connettività con aree limitrofe e sull'attivazione di processi naturali che porteranno il sito alla completa indipendenza da interventi gestionali.

In alternativa si può fare riferimento alla tabella 4 grazie al quale è possibile individuare una moltitudine di parametri e sotto-parametri che caratterizzano l'ecosistema e attribuirne ad ognuno una valutazione. La complessità di questo secondo strumento permette di avere una panoramica dettagliata dell'andamento del recupero. Risulta inoltre modificabile e adattabile a seconda delle caratteristiche dell'ecosistema di riferimento.

Tabella 3. Valutazione complessiva del processo di recupero di un sito degradato (SER 2004, modificato)

★	Il deterioramento è stato interrotto. Il substrato è ripristinato. Si ha un certo livello di biota autoctoni. Si hanno nicchie con condizioni abiotiche e biotiche favorevoli per la rinnovazione. Il futuro sviluppo dell'ecosistema è garantito
★★	Cause di danno provenienti dalle aree limitrofe iniziano a esser gestite e mitigate. Nel sito sono presenti specie native e il rischio di ingresso di esotiche è ridotto. Connessioni con aree limitrofe in atto.
★★★	Cause di danno o degrado provenienti dalle aree limitrofe sono state gestite o mitigate. Nel sito si sono stabilite specie native e alcune funzionalità dell'ecosistema sono state ripristinate. Connessioni con aree limitrofe ben evidenti
★★★★	Un buon numero di biota caratteristici sono presenti nell'ecosistema, L'ecosistema si sta strutturando e sviluppando. Connessioni con aree limitrofe stabilite e capacità del sistema di gestire o mitigare disturbi
★★★★★	L'ecosistema ha raggiunto una struttura e una complessità tali da permettere lo sviluppo senza ulteriori interventi. Una buona resilienza è stata acquisita dal sistema. Un programma di gestione nel lungo termine è stato avviato

Tabella 4. Esempio di parametri per la valutazione in dettaglio del processo di recupero (SER 2004)



Bibliografia e sitografia

- Badano, E.I., Samour-Nieva, O.R., Flores, J., 2011. Emulating nurse plants to restore oak, *Forests Ecological Engineering*: Vol. 37, pp. 1244-1248.
- Barbosa, J. M., Barbosa L. M., Silva T. S., Gatuzzo E. H., Freire, R. M., 1992. Capacidade de estabelecimento de indivíduos de espécies da sucessão secundária a partir de sementes em sub-bosque de uma mata ciliar degradada do rio mogi-guaçu/sp: pp 400–406, In anais do simpósio nacional sobre recuperação de áreas degradadas. Ufpr. Curitiba, Paraná, Brazil.
- Barbosa, J. M., Santos, M. R. O., Pisciotano, W. A., Barbosa, I. M., Santos, R.G., 1996. Estabelecimento de indivíduos de *inga uruguensis* hook. Et arn. A partir do plantio de sementes em uma área ciliar degradada, considerando diferentes condições de luz e umidade do solo. Pp 291–293 in proceeding of the 4th international symposium on forest ecosystems–forest '96. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil.
- Bennie, A. T. P., 1991. Growth and mechanical impedance. In *Plant Roots the Hidden Half*. Eds. Y. Waisel, A. Eshel and U. Kafkafi., 393–414. Marcel Dekker, Inc., New York, NY.
- Callaway, R.M., Walker, L.R., 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities, *Ecology*: vol. 78(n.7), pp. 1958–1965.
- Camargo, J.L.C., Kossman, I. D., Imakawa, F.A.M., 2002. Rehabilitation of degraded areas of central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds, *Restoration Ecology*, vol. 10, issue 4, pp 636-644.
- Camerano, P., Terzuolo, P.G., Siniscalco, C., 2009. I boschi pianiziali del Piemonte, *Natura Bresciana ann. Mus. Civ. Sc. Nat.*, 36: 185-189.
- Camerano P., Grieco C., Terzuolo P.G., 2010. I boschi pianiziali. Conoscenza, conservazione e valorizzazione. Regione Piemonte, Blu edizioni, 167.
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M., 2004. Seedling establishment of a boreal tree species (*Pinus sylvestris* L.) at its southernmost distribution limit: consequences of being in a marginal mediterranean habitat, *Journal of Ecology*: 92, 266 – 277.
- Cousens, R., 1987. Theory and reality of weed control thresholds, *Plant prot, Quart.* 2: 13-20.
- De Chantal, M., Leinonen, K., Kuuluvainen, T., Cescatti, A., 2003. Early response of *pinus sylvestris* and *picea abies* seedlings to an experimental canopy gap in a boreal spruce forest, *Forest Ecology and Management* vol. 176, issues 1–3, pp 321-336.
- Dey, D.C., Jacobs, D., Mc Nabb, K., Miller, G., Baldwin, V., Foster, G., 2008. Artificial regeneration of major oak (*quercus*) species in the eastern United States—a review of the literature, *Forest Science*, vol. 54, issue 1, 1, pp 77– 106.

- Dey, D.C., Parker, W.C., 1997. Morphological indicators of stock quality and field performance of red oak (*Quercus rubra* L.). Seedlings underplanted in a central Ontario shelterwood, *New forests* 14(2): 145–156
- F.A.O. (Food and Agricultural Organization of the United Nations), 1971. Silvicultural research in the Amazon National Forestry School. Curitiba, Brazil. *Fo :sf/bra* 4, technical report 3, Rome, Italy.
- Franklin, J.F., Shugart, H.H., Harmon, M.E., 1987. Tree death as an ecological process, *Biosciences*, 8:550-556.
- Fort, C., Fauveau, M.L., Muller, F., Label, P., Grainie, A., Dreyer, E., 1997. Stomatal conductance, growth and root signalling in young oak seedlings subjected to partial soil drying, *Tree physiol*: 17, 281–289.
- Garriou, D., Girard, S., Guehl, J.M., 2000. Effect of desiccation during cold storage on planting stock quality and field performance in forest species. *Ann. Forest Science*: 57, 101–111.
- Girard, S., Clement, A., Boulet-Gercourt, B., Guehl, J.M., 1997. Effects of exposure to air on planting stress in red oak seedlings, *Ann. Forest Science*: 54(4), 395–401.
- Gomez-Aparicio, L., 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems, *Journal of Ecology*: vol. 97, pp 1202-1214.
- Gradi A., 1996. Manuale tecnico pratico per l'allevamento in vivaio delle piantine forestali: con integrazioni di vivaistica ornamentale, Regione Friuli-Venezia Giulia. Direzione Generale delle Foreste e dei Parchi, pagg 243.
- Gray, A. N., T. A. Spies, 1997. Microsite controls on tree seedling establishment in conifer forest canopy gaps. *Ecology* 78: 2458–2473.
- Guariguata, M.R., Pinard, M.A., 1998. Ecological knowledge of regeneration from seed in neotropical forest trees: implications for natural forest management, *Forest Ecology and Management*; vol. 112, issues 1–2, 14, pp 87-99.
- Hobbs, R.J., Mooney, H. A., 1993. *Nature Nonservation 3: reconstruction of fragmented ecosystems*, 127-133.
- Imakawa, A. M., 1996. *Ecofisiologia e estabelecimento inicial de cariniana micrantha ducke (Lecythydaceae) em uma floresta de terra firme na amazônia central*. M. Phil. Dissertation. Inpa–ua, manaus.
- Jinks, R. L., Willoughby, I., Baker, C., 2006. Direct seeding of ash (*Fraxinus excelsior* L.) and sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.): the effects of sowing date, pre-emergent herbicides, cultivation, and protection on seeding emergence and survival, *Forest Ecology and Management*: 237, pp 373-386.

- Johnson, F., Paterson, J., Leeder, G., Mansfield, C., Pinto, F., Watson, S., 1996. Artificial regeneration of Ontario's forests: species and stock selection manual. Forest research information paper 131. Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario Forest Research Institute, Sault Ste. Marie, Ontario, 58 pp.
- Kipfer, T., Egli, S., Ghazoul, J., Moser, B., Wohlgemuth, T., 2009. Susceptibility of ectomycorrhizal fungi to soil heating, *Fungal biol.*, 114, pp. 467-472.
- Lindström, A., Rune, G., 1999. Root deformation in plantations of container-grown scots pine trees: effects on root growth, tree stability and stem straightness, *Plant and Soil*.
- Madsen, P., Löf, M., 2005. Reforestation in southern Scandinavia using direct seeding of oak (*Quercus robur* L.), *Forestry: an international journal of forest research*, vol. 78, issue 1, 55–64.
- Maltoni, A., Mariotti, B., Tani, A., 2003. Guida per la scelta delle piante forestali in vivaio, Regione Lombardia, Direzione Generale Agricoltura, Ente Regionale per i Servizi all'Agricoltura e alle Foreste Lombardia.
- Martelletti, S., Lingua, E., Meloni, F., Freppaz, M., Motta, R., Nosenzo, A., Marzano, R., 2018. Microsite manipulation in lowland oak forest restoration results in indirect effects on acorn predation, *Forest Ecology and Management*: vol. 411, pp 27-34.
- Nagamatsu, D., Seiwa, K., Sakai A., 2002. Seedling establishment of deciduous trees in various topographic positions, *Journal of Vegetation Sciences*, vol. 13, pp 35-44.
- Nathan, R., Muller-Landau, H.C., 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment, *Trends ecol. Evol.*, 15, pp. 278-285.
- Ng, F. S. P., 1996. High quality planting stock—has research made a difference?, Pp 3–13 in a. C. Yapa, editor. Proceedings of the international symposium on recent advances in tropical tree seed technology and planting stock production. Asean Forest Tree Seed Center, Thailand.
- Odum, P.E., 1973. *Principi di ecologia*, Piccin editore, Padova.
- Orrock, J.L., Danielson, B.J., Brinkerhoff, R.J., 2004. Rodent foraging is affected by indirect, but not by direct, cues of predation risk, *Behav. Ecol.*, 15, pp.433-437.
- Parrotta, J.A., Knowles, O. H., 1999. Restoration of tropical moist forests on bauxite-mined lands in the Brazilian Amazon. *Restoration Ecology*: vol. 7 no. 2, pp. 103–116.
- Piotto, B., 1992. *Semi di alberi e arbusti coltivati in Italia. Come e quando seminarli*, Società Agricola e Forestale – Gruppo E.N.C.C..
- Piussi, P., 1994. *Selvicoltura generale*, UTET, pg 98.
- Regione Piemonte, 2019. <https://www.regione.piemonte.it/web/temi/ambiente-territorio/biodiversita-aree-naturali/salvaguardia-ambientale/specie-esotiche-black-list>

- regionali Rietveld, W. J., Vansambeek, J. W., 1989. Relating black walnut planting stock quality to field performance. Pp. 162–169 in U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rep. Nc-132, North Central For. Exp. Stn., St. Paul, MN.
- Shen, S., Hess, A., 1983. Sustaining tropical forest resources—reforestation of degraded lands. Ota, Office of Technology Assessment, Background paper 1: 1–56.
- Singh, AN., Aghubansh, AS., Singh, JS., 2002. Plantations as a tool for mine spoil restoration – current science, repository.ias.ac.in.
- Soliveres, S., Eldridge, D., Maestre, F., Bowker M., Tighe, M., Escudero, A., 2011. Microhabitat amelioration and reduced competition among understorey plants as drivers of facilitation across environmental gradients: towards a unifying framework, *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*: Vol. 13, pp 247-258.
- Stanturf, J.A., Gardiner, E.S., Hamel, P.B., Devall, M.S., Leininger, T.D., Warren, M.E, 2000. Restoring bottomland hardwood ecosystems in the lower mississippi alluvial valley, *Journal of Forest*: 98, pp. 10-16.
- Stroempl, G., 1985. Grading northern red oak planting stock. *Tree plant notes* 36(1):15–18.
- Sun, D., G., Dickinson, R., Bragg, A. L., 1995. Direct seeding of *Alphitonia petriei* (Rhamnaceae) for gully revegetation in tropical northern Australia, *Forest Ecology and Management* 73: 249–257.
- Van Ginkel, H.A.L., Kuijper, D.P.J., Churski, M., Zub, K., Szafrńska, P., Smit, C., 2013. Safe for saplings not safe for seeds: *Quercus robur* recruitment in relation to coarse woody debris in Białowieża primeval forest, Poland, *Forest Ecology and Management*, 304, pp. 73-79.
- Wagner, R.G., Petersen, T.D., Ross, D.W., Radosevich, S.R., 1989. Competition thresholds for the survival and growth of *Ponderosa* pine seedlings associated with woody and herbaceous vegetation, *New Forests* 3: 151-170.
- Watson, G., 1985. Tree size affects root regeneration and top growth after transplanting, *Journal Arboric.* 11:37-40.
- Willoughby, I., Jinks, R.L., 2009. The effect of duration of vegetation management on broadleaved woodland creation by direct seeding, *Forestry*, academic.oup.com.
- Zhang, J., Maun, M.A., 1993. Components of seed mass and their relationships to seedling size in *Calamovilfa longifolia*, *Canadian Journal of Botany*, 71(4): 551-557.