



**Dipartimento di scienze e tecnologie per l'Agricoltura, le Foreste, la
Natura e l'Energia**

Corso di Dottorato di Ricerca in Scienze e tecnologie per la
gestione forestale e ambientale - (XXV CICLO)

Titolo tesi di Dottorato di Ricerca

**Culture agrarie e agro-forestali a destinazione energetica:
implementazione della metodologia LCA. (s.s.d. AGR/06)**

Tesi di dottorato di:

Dott. Alessandro Suardi

Coordinatore del corso

Prof. Rosanna Bellarosa

Firma

Tutore

Dott. Rodolfo Picchio

Firma.....

Co-tutore

Dott. Luigi Pari

Firma.....

28 maggio 2013

“Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the needs of future generations to meet their own needs.”

Brundtland (1987)

Summary

Agro-forestry energy crops: implementation of Life Cycle Assessment methodology

The study involved an environmental impact analysis of three energy crops (*Brassica napus* L., *Arundo donax* L. and *Poplar* ssp.) that are considered strategic in Italy, for the implementation of energy supply chains for biofuels. The environmental assessment included six farming units, two per crop, which were extracted from a sample of 251 rapeseed farm units (2751 hectares), 7 giant reed farm units (7,8 hectares), and 91 poplar farm units (440 hectares) using a statistical multivariate analysis. Using the Life Cycle Assessment (LCA), the cultivation methods for each of the six farm units were evaluated to identify the one with the lowest impact, and the crop comparison was carried out in order to identify the crop most environmentally sustainable for the Italian territory.

Keywords: Life Cycle Assessment; *Brassica napus*, L.; *Arundo donax*, L.; *Populus* ssp.

Riassunto

Culture agrarie e agro-forestali a destinazione energetica: implementazione della metodologia LCA.

Lo studio si è interessato di effettuare un'analisi di impatto ambientale di tre colture energetiche (*Brassica napus* L., *Arundo donax* L. and *Poplar* ssp.) considerate strategiche per il territorio italiano, nell'ottica dello sviluppo di filiere energetiche di biocarburanti. La valutazione ambientale ha incluso sei appezzamenti (aziende agricole), due per ogni coltura, che sono stati estratti da un campione di 251 appezzamenti coltivati a colza (2751 ha), 7 di canna comune (7,8 ha) e 91 appezzamenti di pioppo (440 ha) utilizzando un'analisi statistica multivariata.

Attraverso il Life Cycle Assessment (LCA), è stato individuato il metodo di coltivazione meno impattante, applicato per ognuno dei sei appezzamenti. Quindi è stato effettuato un confronto tra le diverse colture energetiche al fine di identificare quella più ambientalmente sostenibile per il territorio italiano.

Parole chiave: Life Cycle Assessment; *Brassica napus*, L.; *Arundo donax*, L.; *Populus* ssp.

Ringraziamenti

Desidero innanzitutto ringraziare il Dr. Rodolfo Picchio per i preziosi insegnamenti durante i tre anni di dottorato, per il tempo dedicatomi, la professionalità e per la capacità a dirimere i miei dubbi durante la stesura di questo lavoro.

La presente tesi è stata svolta sulla base dei dati raccolti nell'ambito del progetto di ricerca Suscace, finanziato dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (MIPAAF) e coordinato dal Dr. Luigi Pari del CRA-ING di Monterotondo (RM) a cui va la mia più sentita gratitudine, per i consigli e per l'occasione offertami di lavorare insieme. Uno speciale ringraziamento va al Dr. Domenico Coaloa del CRA-PLF di Casale Monferrato per i dati, il tempo dedicatomi, ma soprattutto per la disponibilità mostratami sempre. La mia sincera gratitudine va inoltre alla Prof. Maria Bonaventura Forleo e alla Dr. Nadia Palmieri della Facoltà di Economia dell'Università del Molise per i numerosi consigli durante la ricerca. Infine, desidero ringraziare con affetto la mia famiglia ed in particolare mia moglie Zoë per essermi stata vicino e per avermi sostenuto in ogni momento.

A. S.

SOMMARIO

INTRODUZIONE	8
OBIETTIVI DEL PROGETTO	12
STATO DELL'ARTE	14
Lo sviluppo delle colture energetiche in Italia	14
Il progetto Suscace	14
Le specie oggetto di studio	16
Colza (<i>Brassica napus</i> L.)	16
Canna comune (<i>Arundo donax</i> L.)	21
Pioppo (<i>Populus</i> spp.)	25
MATERIALI E METODI	31
Caratterizzazione del campione	31
Dati primari della coltivazione della Colza (<i>Brassica napus</i> L.)	31
Dati primari sulla coltivazione della Canna comune (<i>Arundo donax</i> L.)	33
Dati primari sulla coltivazione del Pioppo (<i>Poplar ssp.</i>)	35
Analisi statistica applicata per la determinazione delle aziende caratteristiche	39
Coltivazione della colza	39
Coltivazione della canna comune	41
Coltivazione del pioppo	43
Metodologia LCA adottata nello studio	44
Definizione degli scopi e degli obiettivi (Goal Definition and Scoping)	45
Analisi dell'Inventario (Life Cycle Inventory Analysis)	49
Emissioni causate dall'impiego dei mezzi agricoli	50
Emissioni causate dai fertilizzanti azotati	51
Emissioni causate dai fertilizzanti fosfatici	52
Emissioni causate dai pesticidi ed erbicidi	53

Analisi degli impatti (Life Cycle Impact Assessment)	55
Climate change.....	56
Ozone depletion.....	57
Acidification.....	59
Eutrophication.....	61
Human toxicity	62
Photochemical oxidant formation	63
Ecotoxicity	65
Ionising radiation	66
Land use	68
Resource depletion	69
Particulate matter / Respiratory inorganics.....	71
Livello endpoint: le categorie di danno.....	73
RISULTATI E DISCUSSIONI.....	76
Analisi su base energia: Confronto tra aziende “P” e “M” della medesima coltura.....	76
Caratterizzazione.....	76
Normalizzazione	79
Punteggio singolo (Single score)	81
Valutazione della sostenibilità ambientale di Colza, Canna comune e Pioppo: Confronto su base energetica	84
Caratterizzazione.....	84
Normalizzazione	86
Punteggio singolo (Single score)	88
Analisi di processo e azioni migliorative	89
Azioni migliorative.....	101
Analisi di sensibilità: confronto delle colture su base areica (ha).....	104
Conclusioni	110

Bibliografia	112
--------------------	-----

INTRODUZIONE

Il rapido aumento del prezzo del petrolio, la riduzione delle riserve mondiali di combustibili fossili e una maggiore consapevolezza degli impatti ambientali di questi ultimi, hanno permesso di riconsiderare i biocarburanti come fonte di energia alternativa. Per tale motivo, negli ultimi anni è andato crescendo l'interesse, da parte delle politiche comunitarie e nazionali, sul ruolo dell'agricoltura come "serbatoio" di fonti rinnovabili di energia e sull'opportunità di valorizzare le biomasse a fini energetici. Pur rappresentando una rilevante opportunità sia per il settore agricolo e sia per quello forestale, il tema risulta fortemente dibattuto, con valutazioni di senso diametralmente opposto. Le agro-energie suscitano un grande interesse nel mondo agricolo, con fortissime aspettative per i benefici economici e ambientali. Queste possono rappresentare a livello nazionale un'importante fonte di approvvigionamento energetico sottoforma di prodotti e sottoprodotti, ovvero colture specifiche, materie prime non alimentari derivanti da foreste e coltivazioni, residui agro-zootecnici ed agro-industriali mentre, a livello locale, consentono di utilizzare in maniera vantaggiosa aree agricole abbandonate integrando il reddito agricolo e fornendo nuove opportunità di lavoro e di sviluppo economico. D'altra parte però emergono preoccupazioni per gli impatti che questa polifunzionalità dell'agricoltura può generare sulla disponibilità alimentare, sugli usi del suolo e sull'economia dei territori rurali (Frascarelli, 2011).

In questo scenario la politica gioca un ruolo fondamentale, giacché lo sviluppo delle energie rinnovabili è totalmente correlato alle incentivazioni. Proprio su tale aspetto fortissimo è stato il dibattito in Italia, a seguito dell'approvazione del Decreto legislativo 3 marzo 2011 che attua la direttiva europea 2009/28/CE, il cosiddetto Pacchetto "Clima - Energia 20-20-20". La Direttiva si traduce nell'impegno da parte dell'Unione Europea, di ridurre le proprie emissioni di gas serra del 20% e di aumentare l'efficienza energetica del 20% entro il 2020; inoltre, in meno di 8 anni, di contare su un mix energetico proveniente per il 20% da fonti rinnovabili, di cui l'8% generato proprio da biomasse e biocarburanti (con un minimo obbligatorio di utilizzo per questi ultimi, fissato pari al 10% del mercato dei carburanti) (Giuca, 2007).

La volontà politica e gli incentivi previsti per l'Italia, potranno presto tradursi in un progressivo interesse da parte del mercato verso le biomasse agro-forestali, e ad un conseguente aumento delle superfici dedicate alla coltivazione delle colture da energia. Se si considera ad esempio il mercato del pellet in Italia, si può osservare, dal 1999 al 2011,

una crescita media del 56% annuo (per un consumo nel 2011 pari a 1.852.700,00 t) (Paniz, 2012). Da studi dell'Associazione Italiana Energie Agroforestali (AIEL) risulta come la produzione italiana di pellet non sia sufficiente a far fronte al consumo; solo il 28% della domanda è soddisfatto dalla produzione interna (Paniz, 2012).

Se si prende invece a titolo di esempio le coltivazioni di colza (*Brassica napus*, L.) si è potuto registrare in pochi anni, un progressivo aumento delle superfici coltivate, che sono passate dai 3.500 ha nel 2006 ai circa 24.500 ha nel 2009, con una particolare concentrazione in Friuli Venezia Giulia ed in Lombardia (ISTAT, 2006-2009). Questa rapida diffusione della coltivazione si spiega in parte con la possibilità di utilizzare l'olio di colza per scopi energetici. L'olio, infatti, in passato usato prevalentemente per scopi alimentari, può essere impiegato come combustibile in motori diesel modificati, o direttamente come biodiesel (a seguito di un processo di transesterificazione). L'aumento delle superfici dedicate alle colture energetiche per la produzione di biocarburanti richiama comunque l'importanza di investigare in merito alla loro reale sostenibilità, economica ed ambientale, nonché sulla necessità di poterla in qualche modo stimare. L'attitudine delle comunità e dei legislatori rispetto ai biocombustibili e alla bioenergia risulta infatti fortemente cambiata negli ultimi anni. Gli aspetti legati alla sostenibilità degli stessi (sia in termini di produzione che di uso) sono temi oramai noti, e i potenziali impatti ambientali, la sicurezza alimentare e il rischio connesso all'aumento dei prezzi dei prodotti agricoli sono diventati argomenti cruciali capaci di limitare o impedire lo sviluppo del mercato (Chiaramonti et al., 2010). Questo potenzialmente anche a discapito di realtà territoriali adatte per una conversione del terreno finalizzata alla produzione di biomassa per energia.

Diversi studi sono stati dedicati al tema della sostenibilità ambientale delle bioenergie nel corso degli ultimi anni utilizzando la metodologia del Life Cycle Assessment (si ricordano: Fritsche et al., 2006; FAO, 2008; Scharlemann et al. 2008; Chiaramonti et al., 2010; Sanz Requena et al., 2011). Il metodo del Life Cycle Assessment, ad oggi, è il più utilizzato per stimare gli impatti ambientali positivi o negativi dei processi associati alla produzione e all'uso dei biocarburanti (Chiaramonti et al., 2010). Quindi risulta chiaro l'importante ruolo che le biomasse possono giocare nello sviluppo della bioeconomia costituendo una delle fonti energetiche rinnovabili considerate prioritarie dall'Unione Europea (Gasol et al., 2009; Zegada-Lizarazu et al., 2011), ma allo stesso

tempo appare tanto più importante poter con chiarezza stabilire se questa crescita è compatibile con il territorio e l'ambiente.

Molti studi dimostrano che i combustibili di origine biologica possono comportare un significativo miglioramento se confrontati con quelli di origine fossile (Punter G et al., 2004; Kim et al., 2005), e che l'impiego di biocombustibili porterà una sostanziale riduzione delle emissioni dei gas responsabili dell'effetto serra, dell'eutrofizzazione, dell'inquinamento dell'aria, dell'acidificazione, dei danni alla salute umana e all'assottigliamento dello strato di ozono (Reinhardt et al., 2004; Farrell et al., 2006).

Allo stesso tempo i benefici apportati sono influenzati da molti fattori quali la specie vegetale coltivata, la gestione colturale, la posizione geografica, le caratteristiche del suolo, l'estensione della coltura e le caratteristiche ambientali (Tilman et al., 2006; Eucar et al., 2008). D'altra parte però, sebbene i potenziali benefici, molti altri studi hanno evidenziato gli effetti negativi sull'ambiente che gli stessi hanno rispetto alla loro controparte fossile (Larson et al., 2005; Zah et al., 2007; Becunda et al., 2008; Hazell et al., 2008; Borjesson et al., 2011). Alcune ricerche hanno inoltre mostrato come la produzione di biocarburanti sia meno sostenibile se comparata con altre fonti energetiche rinnovabili (Patzek et al., 2010).

La causa principale di questi risultati contrastanti è fortemente legata all'incertezza e alla variabilità intrinseca della procedura del Life Cycle Assessment (LCA) (Huijbregts et al., 1998), applicata solo da pochi decenni in ambito agricolo (Hayashi K et al., 2007) ed ancora meno in campo agro-forestale, per valutare la sostenibilità ambientale dei processi che interessano il settore primario. In particolare, i diversi risultati riscontrabili nelle tante ricerche, sono per lo più causati dalla variabilità che caratterizza il mondo reale: d'altro canto, anche la mancanza di dati, la non accuratezza delle misurazioni, e i differenti modelli impiegati, rappresentano ad oggi un limite non del tutto risolto.

I risultati ottenuti da uno studio LCA possono infatti cambiare radicalmente con le pratiche agricole (fattori produttivi impiegati, lavorazioni e macchine utilizzate, ecc.), le condizioni pedoclimatiche locali, la produttività e il cambiamento d'uso del suolo (rotazioni colturali normalmente applicate) (Fritsche et al., 2010). Un recente studio di Fargione et al. del 2008, sostiene che la conversione di un ecosistema naturale come una savana e una torbiera, in un agro-ecosistema per la produzione di biocarburanti, comporti un debito di carbonio non estinguibile prima di alcune decadi. Questo specialmente se il biocombustibile deriva da colture annuali. Nel caso di colture energetiche pluriennali in

ambientali marginali, si possono al contrario presentare immediati vantaggi in termini di riduzione di emissione dei gas serra (Brandão et al., 2010; Lankoski et al. 2011).

Stime puntuali ed accurate circa i reali benefici ambientali apportati dai biocarburanti, specialmente per quelle macro categorie d'impatto meno conosciute come, gli effetti sulla salute umana e sulla qualità degli ecosistemi (Jungbluth et al., 2007; Halleux et al., 2008), risultano ancora insufficienti e dovrebbero essere urgentemente portate avanti (EEA, 2008) al fine di capire il ruolo ambientale che occuperanno in Europa, i milioni di ettari a colture energetiche che nel breve periodo si prevede saranno impiantati (Parlamento e Consiglio di Europa, 2009).

OBIETTIVI DEL PROGETTO

A seguito dell'applicazione della riforma OCM zucchero, che in Italia ha portato alla chiusura di oltre il 50% degli zuccherifici presenti, le proprietà industriali (Eridania Sadam, S.F.I.R. e Coprob Italia Zuccheri di seguito denominate ESC) hanno presentato piani di riconversione della filiera bieticolo-saccarifera verso diverse filiere agroenergetiche. Il complesso progetto di riconversione culturale dei bacini di approvvigionamento degli impianti bioenergetici derivati dagli ex-zuccherifici, presuppone uno studio finalizzato ad approfondire le conoscenze sulle colture bioenergetiche coltivabili, le tecniche di coltivazione, i costi colturali, il collaudo della meccanizzazione, al fine di intervenire per rimuovere gli eventuali fattori che ostacolano la nascita della filiera bioenergetica in Italia. In tale quadro si inserisce il progetto di ricerca denominato SUSCACE (Supporto Scientifico alla Conversione Agricola verso le Colture Energetiche) coordinato dal CRA-ING (Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura - Unità di Ingegneria Agraria) che si propone di apportare il supporto tecnico-scientifico per rispondere alle esigenze delle ESC (Pari, 2012). Differenti colture annuali e poliennali, erbacee e legnose, sono state studiate sotto il profilo economico, produttivo e logistico. Diversi studi evidenziano come la fase di coltivazione risulti avere una significativa incidenza sull'intera catena produttiva (Gasol et al., 2007, 2009) ed è responsabile del 7% del totale delle emissioni di gas serra nazionali, posizionandosi al secondo posto dopo il settore energia (82,8%) e prima dei processi industriali (6,1%) (ISPRA, 2011). La metodologia LCA, sia pur con i suoi limiti, se supportata da un inventario di dati primari che permette analisi multicriteriali su diversi step delle filiere produttive, può rappresentare uno strumento molto utile per fornire indicazioni e permettere comparazioni sulla base delle diverse esternalità derivanti da diversi scenari.

Partendo da un accurata banca dati relativa alle pratiche agricole, ottenute da misurazioni dirette, interviste e dati bibliografici, lo scopo del presente studio è stato quello di valutare e confrontare, sotto il profilo della sostenibilità ambientale attraverso la metodologia del Life Cycle Assessment, le fasi agricole di tre colture dedicate per la produzione di energia, ritenute strategiche per la realtà italiana dal progetto SUSCACE:

- una specie annuale erbacea per la produzione di olio – *Brassica napus*, L.;
- una specie poliennale erbacea per la produzione di biomassa lignocellulosica – *Arundo donax*, L.;

- una specie poliennale arborea per la produzione di biomassa lignocellulosica – *Populus* spp.

STATO DELL'ARTE

Lo sviluppo delle colture energetiche in Italia

L'impulso generato dalla modificazione del quadro normativo italiano ha favorito un crescente interesse verso le colture energetiche o verso un uso alternativo delle colture tradizionali, motivando gli imprenditori agricoli, agro industriali ed agro-meccanici ad investire nel settore.

Il mondo della ricerca è stato chiamato a fornire risposte in tempi brevi alle richieste del mondo imprenditoriale che sta sviluppando le diverse filiere agroenergetiche per identificare e sperimentare nuove soluzioni e sistemi produttivi. Le sinergie nate in questo contesto tra il mondo della ricerca e quello imprenditoriale, in settori a rapido, se non rapidissimo, sviluppo come quello agro-energetico, stanno portando ad innovazioni di prodotto e di processo in grado di determinare un minor impatto ambientale, maggiori rese economiche e bilanci energetici favorevoli. È per questa ragione che, parallelamente alla modifica del quadro legislativo relativo alla produzione di bio-energie, sia a livello comunitario sia italiano, sono stati promossi numerosi progetti di ricerca, mirati a fornire le necessarie conoscenze ed innovazioni tecnologiche agli imprenditori agricoli per metterli in condizione di sviluppare opportunamente le diverse filiere agro-energetiche.

Il Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, recependo con tempestività i segnali di cambiamento ed evoluzione del settore, ha impegnato risorse importanti finanziando diversi progetti di ricerca di interesse nazionale, con il fine di mettere a disposizione dell'imprenditore agricolo e agro-industriale conoscenze che dessero risposte concrete a esigenze pratiche.

Il progetto Suscace

Tra i Progetti di ricerca promossi dal MiPAAF, e coordinati dal CRA-ING, il Progetto SUSCACE è stato sviluppato per rispondere alla concreta ed urgente domanda di ricerca, avanzata dalle proprietà industriali promotrici degli impianti previsti dai progetti di riconversione del settore bieticolo-saccarifero (approvati dal Comitato interministeriale di

cui all'articolo 2 del decreto-legge 10 gennaio 2006, n. 2, convertito, con modificazioni, dalla legge 11 marzo 2006, n. 81).

Il Progetto ha difatti lo scopo di:

- 1) fornire supporto tecnico e scientifico agli attori della riconversione del settore bieticolo-saccarifero, trovando soluzioni alle problematiche da loro individuate;
- 2) mettere a disposizione degli agricoltori innovazioni tecnologiche strategiche per l'esito delle filiere;
- 3) condividere con i protagonisti del settore agro-energetico le più recenti acquisizioni della ricerca scientifica al fine di metterli nelle condizioni di indirizzare le proprie scelte imprenditoriali verso quelle specie, varietà e tecniche colturali, che hanno dimostrato di poter dare migliori risultati nell'ambiente specifico;
- 4) monitorare i cambiamenti e le possibili problematiche che la conversione di superfici prima coltivate a bietola verso le culture energetiche possono generare, nell'ottica di prevedere quello che potrà accadere nel bacino di approvvigionamento quando la centrale sarà a regime e quindi formulare sistemi e metodi di indirizzo per evitare che le eventuali problematiche identificate possano presentarsi su larga scala.

Tre centri di ricerca del CRA: l'Unità di Ricerca per l'Ingegneria Agraria (CRA-ING), l'Unità di ricerca per le Produzioni Legnose fuori Foresta (CRA-PLF) ed il Centro di Ricerca per le Coltive Industriali (CRA-CIN), hanno partecipato al progetto dove sono stati studiati gli aspetti agronomici, tecnologici e meccanici di specie arboree a rapida crescita (pioppo, robinia, eucalipto) e di specie erbacee oleaginose (colza, girasole, Brassica carinata, soia) ed erbacee ligno-cellulosiche (canna comune, sorgo da fibra, canapa).

Le specie oggetto di studio

Nella presente tesi saranno valutati i processi produttivi relativi a tre colture dedicate per la produzione di energia, ritenute strategiche per la realtà italiana dal progetto SUSCACE:

- una specie annuale erbacea per la produzione di olio – *Brassica napus*, L.;
- una specie poliennale erbacea per la produzione di biomassa lignocellulosica – *Arundo donax*, L.; una specie poliennale arborea per la produzione di biomassa lignocellulosica – *Populus* spp.

Colza (*Brassica napus* L.)



Figura 1: appezzamento coltivato a colza con finalità energetiche.

Scheda descrittiva

<i>Nome Scientifico</i>	<i>Brassica napus</i> L. subsp. <i>oleifera</i> DC
<i>Famiglia</i>	<i>Cruciferae</i>
<i>Origine e diffusione</i>	Ancora controverso: regione Euro-Asiatica ma anche Bacino del

Morfologia		Mediterraneo. Le zone di principale produzione sono dislocate principalmente in Asia e, in Europa, nella fascia continentale (Germania, Francia, Polonia). Esistono due tipi biologici: - “biennali” o “autunnali” o “non alternativi” che fioriscono solo dopo vernalizzazione (semina autunnale); - “annuali” o “primaverili” o “alternativi” che non necessitano di vernalizzazione (semina primaverile)
	<i>Apparato radicale</i>	Fittonante e robusto (sviluppato nei primi 0,35-0,40 cm di profondità), lateralmente poco espanso.
	<i>Fusto</i>	Eretto, alto da 0,5 a 1,5 m, costituito da 20-22 nodi, ramificato nella parte mediana e distale.
	<i>Foglie</i>	Glauche e pruinose, sono peduncolate, semplici, lirato-pennatosette quelle basali, e parzialmente amplessicauli, oblunghe quelle mediano-distali.
	<i>Infiorescenza</i>	Terminale a grappolo, porta fino a 300 fiori. Questi hanno la struttura a croce tipica della famiglia. La fioritura, scalare, può durare fino a 35-40 giorni, procedendo in senso acropeto. La fecondazione è prevalentemente autogama.
	<i>Frutto</i>	Silqua di forma allungata, con falso setto, terminante con un piccolo rostro. I 12 a 15 semi in essa contenuti sono piccoli, sferici, con diametro di 2 mm circa, peso di 3,5-5,5 mg e tegumento di colore variabile da rosso-bruno fino a nero.
Esigenze pedoclimatiche		
	<i>Terreno</i>	La coltura è molto adattabile ai diversi terreni, ma teme i ristagni idrici. Non sono adatti i suoli sabbiosi, per la loro scarsa capacità di ritenzione idrica, e quelli torbosi. Possiede una buona tolleranza per il pH e la salinità.
	<i>Esigenze termiche</i>	Pianta microterma con “zero di vegetazione” di circa 0°C. Dopo aver emesso 6-8 foglie vere ed il diametro al colletto ha raggiunto il centimetro, può sopportare fino a 10-12°C sotto lo zero; durante

Tecnica colturale

Avvicendamento

la fioritura, temperature eccessivamente elevate possono determinare una riduzione della percentuale di allegazione e/o una caduta delle silique appena formate.

Buona precessione per il frumento. Implicazioni di ordine fitopatologico consigliano un intervallo di almeno 4 anni tra una coltura di colza e la successiva. Inoltre non deve né seguire né precedere la barbabietola da zucchero (condivide con essa il nematode *Heterodera schachtii*) ed il girasole o la soia (ospiti comuni del fungo *Sclerotinia sclerotiorum*)

Scelta varietale

La disponibilità varietale del colza, grazie al pluriennale lavoro di breeding cui è stata interessata, è ampia e articolata. Le varietà possono distinguersi in base a:

1. esigenze di vernalizzazione

- a. varietà invernali (adatte alle zone centro-settentrionali)
- b. varietà primaverili (adatte alle zone meridionali)

2. contenuto in acido erucico e glucosinolati

- a. “doppio alto” (alto tenore di acido erucico e glucosinolati)
- b. “0”, (basso tenore di acido erucico)
- c. “00” (quasi privi di acido erucico e glucosinolati)
- d. “000” (privi sia di acido erucico che di glucosinolati)

3. composizione genetica

- a. “linee ibride composte” (CHL, composite hybrid line)
- b. “veri ibridi” (CHH,)
 - i. “CHH a taglia normale”
 - ii. “CHH nani o semi-nani”

Preparazione del terreno

Il letto di semina deve essere accuratamente preparato per permettere un adeguato contatto dei piccoli semi con le particelle del terreno. Lo strato profondo deve essere soffice per favorire la penetrazione dell'apparato radicale. E' possibile individuare due itinerari tecnici subito dopo la raccolta della coltura che precede il

	colza (in genere, frumento): 1. aratura (25-30 cm) o scarificazione, seguita da una lavorazione complementare autunnale per la riduzione della zollosità ed un' erpicatura prima della semina 2. minimum tillage (lavorazione del terreno a 10-15 cm con erpice a dischi o zappatrice o estirpatore) ed erpicatura prima della semina. Sconsigliata in terreni che non contengano almeno il 20% di argille rigonfiabili.
<i>Semina e diserbo</i>	Entro la seconda metà di settembre al Nord Italia; tra la fine di settembre ed i primi di ottobre al Centro; tra prima decade di ottobre e la seconda decade di dicembre in funzione della piovosità (almeno 50 mm). La quantità di seme deve assicurare una densità di 30-40 piante m⁻² alla raccolta. La semina a fila continua con seminatrici da grano (distanza tra le file 15-20 cm) è la norma, ma possono essere usate anche macchine pneumatiche di precisione (semina a 45 cm con distanza di 2-2,5 cm sulla fila). Il controllo delle infestanti è indispensabile nelle prime fasi del ciclo colturale e alla ripresa vegetativa, periodi in cui la pianta soffre la competizione con le malerbe. Con semina a file spaziate (interfila 45 cm) è consigliato un intervento chimico in pre-emergenza seguito eventualmente da una sarchiatura meccanica prima che la coltura chiuda la fila; nel caso di semina fitta (interfila 15-20 cm) si ricorre ad un trattamento erbicida in pre-semina e pre-emergenza, seguito se necessario da altri interventi chimici post-emergenza contro graminacee annuali.
<i>Concimazione</i>	L'azoto va frazionato alla semina e alla ripresa vegetativa, in uno o due interventi. I concimi fosfo-potassici vanno interrati in concomitanza dei lavori preparatori. L'elevato fabbisogno della coltura può giustificare l'apporto di solfati, in caso di carenza accertata, senza oltrepassare la soglia dei 75 kg ha⁻¹ di SO₃. Azoto (N): 150-200 kg ha⁻¹ Fosforo (P₂O₅): 50-100 kg ha⁻¹ in terreni poveri di fosforo, niente in quelli ben dotati Potassio (K₂O): 40-60 kg ha⁻¹ se la scarsa dotazione è stata accertata mediante analisi del terreno, niente in quelli ben dotati.

Avversità	Benché la coltura può subire attacchi molto gravi, specie durante gli stadi di maggiore sensibilità, la loro azione negativa potrebbe essere tale da non giustificare il trattamento. Vanno, quindi, verificate attentamente quali sono le soglie di intervento, il cui superamento richiederà il controllo chimico della crittogama o del fitofago. Le avversità principali del colza sono: <u>Crittogame</u>: alternaria (<i>Alternaria brassicae</i>), sclerotinia (<i>Sclerotinia sclerotiorum</i>), cilindrosporiosi (<i>Cilindrosporium concentricum</i>), ernia del cavolo (<i>Plasmodiophora brassicae</i>), botrite (<i>Botrytis cinerea</i>) <u>Parassiti</u>: altica (<i>Phylliodes chrysocephala</i>), meligete (<i>Meligethes aeneus</i>), punteruolo dell'apice (<i>Ceuthorrhynchus pycitarsis</i>), punteruolo delle silique (<i>Ceuthorrhynchus assimilis</i>), afide ceroso (<i>Brevicoryne brassicae</i>), limacce (<i>Deroceras spp.</i>).
Raccolta	La raccolta è eseguita quando le foglie si disseccano, benché spesso gli steli rimangano ancora verdi, le silique virano dal verde al bruno e i semi si colorano presentando un'umidità inferiore al 15%. Di norma si usano mietitrebbiatrici da frumento equipaggiate con una barra di taglio verticale. Per evitare perdite eccessive è necessario: tenere l'aspo più alto e arretrato possibile, regolare l'altezza di taglio quanto più alta possibile, ridurre la velocità di avanzamento della macchina, scegliere e regolare i crivelli per evitare perdite di seme ed allontanare le impurità, settare al minimo la ventilazione.
Produzione	Le produzioni possono variare mediamente dalle 2 alle 3 t ha⁻¹ in funzione del genotipo, dell'ambiente di coltura e dell'andamento climatico, con punte superiori alle 4 t ha⁻¹ in prove sperimentali. Il contenuto in olio (su s.s.) può raggiungere livelli intorno al 42-45%, mentre la resa in olio (su s.s.) può oscillare da 0,9 a 1,5 t ha⁻¹. Il rapporto output/input stimato è di 2,8.
Resa energetica	17-25 GJ ha ⁻¹

Potere calorifico inferiore	37-38 MJ kg ⁻¹
Utilizzazione	Produzione di biodiesel per impiego: 1. nei motori diesel come carburante per autotrazione (puro o miscelabile con il gasolio); 2. negli impianti di riscaldamento civile come combustibile
Aspetti positivi	➤ Tecnica colturale ormai definita ➤ Elevata resa in semi ➤ Buona adattabilità alle condizioni pedologiche
Aspetti negativi	➤ Elevata attenzione in fase di preparazione del letto di semina (semi piccoli) ➤ Elevata sensibilità ai parassiti ➤ Elevata deiscenza con perdita durante la raccolta

Canna comune (Arundo donax L.)



Figura 2: appezzamento coltivato a canna comune con finalità energetiche.

Scheda descrittiva

<i>Nome scientifico</i>	<i>Arundo donax L.</i>
<i>Famiglia</i>	<i>Poaceae</i>
<i>Origine</i>	Si ritiene sia originaria del continente Asiatico. Monocotiledone erbacea perenne a ciclo C3, diffusa in ambienti (umidi, ripariali) temperato-caldi
Morfologia	
<i>Apparato radicale</i>	Grosse radici rizomatose. Il rizoma porta numerose radici che nascono sia dalla faccia superiore che da quella inferiore dei nodi del rizoma.
<i>Fusto</i>	Culmo eretto, cilindrico, a nodi (da 30 a 40) e internodi cavi, può raggiungere 8-9 m di altezza (in media 5) con un diametro basale di 10-40 mm.

<i>Foglie</i>	Alterne con guaina amplessi caule e lamina lineare-lanceolata, lunghe 30-70 cm e larghe 5-8 cm. Le foglie da giovani presentano lunghi peli nella parte apicale dei margini della guaina. Questi peli sono particolarmente lunghi e formano quasi un ciuffo nelle zone di passaggio dalla guaina al lembo
<i>Infiorescenza</i>	Pannocchia lunga da 30 a 60 cm, i cui numerosi rami e rametti sono molto scabri. Non produce seme a causa del fallimento della divisione della megaspora madre.
Esigenze pedoclimatiche	
<i>Terreno</i>	Preferisce i terreni profondi, di medio impasto, ben dotati di sostanza organica e di umidità; tuttavia, la pianta possiede buone capacità di adattamento a tutti i tipi di suolo, riuscendo a vegetare per lunghi periodi in condizioni estreme di contenuto idrico. Tollera valori di pH compresi fra 5 e 8.7 ed ha interessanti capacità di risanamento o decontaminazione ambientale da sostanze organiche e metalli pesanti
<i>Esigenze termiche</i>	Per iniziare l'accrescimento nella fase di ripresa vegetativa necessita di temperature del suolo intorno ai 13-14°C. La temperatura ottimale di fotosintesi ha un range variabile da 24 a 30°C. Teme le gelate all'inizio della ripresa vegetativa, le piogge insistenti e la siccità molto prolungata.
Tecnica colturale	
<i>Avvicendamento</i>	Poliennale, fuori rotazione
<i>Preparazione del terreno</i>	E' necessaria una lavorazione profonda del suolo per favorire l'approfondimento radicale e l'immagazzinamento dell'acqua. In alternativa all'aratura profonda, è consigliabile eseguire la lavorazione a due strati, ovvero una ripuntatura a 40-50 cm, seguita da una aratura superficiale (25-30 cm). I successivi lavori complementari (tardo autunno-fine inverno) avranno lo scopo di pareggiare ed affinare il terreno e di eliminare le infestanti.
<i>Impianto e diserbo</i>	La propagazione può essere effettuata mediante rizomi, piantine micro-propagate e talee di culmo. La prima è la tecnica più impiegata, anche se risulta molto onerosa per gli elevati costi (espianto, divisione e reimpianto dei rizomi). L'impianto dei culmi è più economico, ma non ancora in grado di assicurare

	un'emergenza regolare e uniforme. nel caso di impiego dei rizomi l'impianto viene effettuato da febbraio a marzo, non appena le condizioni del terreno lo consentono e nell'ambiente diminuiscono i rischi di gelate tardive, utilizzando trapiantatrici meccaniche. La densità d'impianto suggerita è di circa 10 mila rizomi per ettaro interrando i rizomi ad una profondità di 0.15 m circa ed adottando distanze di m 1 x 1 La flora infestante rappresenta un problema solo nell'anno d'impianto. Esistono dicotiledonici di post-emergenza selettivi per l'arundo, ma non sono registrati per la coltura.
<i>Concimazione</i>	La risposta della coltura all'azoto è scarsa, tanto da far ritenere che le esigenze nutritive siano contenute. Le necessità minerali della coltura sono elevate solo nei primi anni dell'impianto, durante il periodo di accrescimento e di accumulo di sostanze nutritive nei rizomi. Azoto (N): 100-120 kg ha⁻¹ in copertura (I anno), 60-80 kg ha⁻¹ dal secondo anno in poi. Fosforo: (P₂O₅): 150-200 kg ha⁻¹ in pre-impianto Potassio (K₂O): 150-200 kg ha⁻¹ in pre-impianto
<i>Irrigazione</i>	La pianta, grazie al suo sviluppato apparato radicale può raggiungere l'acqua in strati profondi del terreno, inaccessibili alle colture annuali, ed è abbastanza resistente sia ai ristagni d'acqua, sia a condizioni di siccità severe. Il ricorso all'irrigazione può risultare utile come intervento di soccorso in fase di impianto della coltura, specialmente in ambienti o in annate particolarmente siccitose
<i>Avversità</i>	Non presenta particolare sensibilità a malattie fungine e/o a fitofagi.
<i>Raccolta</i>	La raccolta viene effettuata con un taglio unico annuale nel periodo estivo o tardo-autunnale nel caso la biomassa sia destinata alla produzione di bioetanolo oppure nel periodo invernale se la destinazione è quella termo-chimica. Nel primo caso, infatti, c'è la necessità di ottenere un prodotto poco lignificato, mentre nel secondo viene raccolta una biomassa a minor tenore di umidità e di qualità migliore.

Produzione	In numerose prove svolte in Italia sono state ottenute produzioni di sostanza secca intorno alle 40t ha⁻¹ con punte fino a 50 t ha⁻¹. Il rapporto output/input stimato è di 11-76
Resa energetica	490-640 GJ ha ⁻¹
Potere calorifico inferiore	16,5-17,5 MJ kg ⁻¹
Utilizzazione	1. Energia termoelettrica 2. Produzione di etanolo di II generazione (bioetanolo e biodiesel)
Aspetti positivi	➤ Elevata rusticità. ➤ Scarsa suscettibilità ai patogeni ➤ Ottima competitività verso le malerbe ➤ Bassi fabbisogni nutritivi
Aspetti negativi	➤ Propagazione per rizoma ➤ Elevato costo d'impianto ➤ Mancanza di idonei cantieri di raccolta ➤ Elevato contenuto in ceneri

Pioppo (*Populus* spp.)



Figura 3: appezzamento coltivato a pioppo con finalità energetiche.

Scheda descrittiva

<i>Nome scientifico</i>	<i>Populus spp.</i>
<i>Famiglia</i>	<i>Salicaceae</i>
<i>Areale</i>	<i>Populus alba</i> , <i>P. nigra</i> : Europa Centro-meridionale, Asia occidentale e Africa settentrionale <i>Populus tremula</i> : Europa <i>Populus deltoides</i> : Nord America
Morfologia	
<i>Fusto</i>	Dritto, più o meno ramoso a seconda della specie e del sesto d'impianto. Corteccia di colore variabile, liscia da giovane e solcata nelle piante vecchie

<i>Foglie</i>	Alterne, semplici, palminervie, caduche, di forma varia.
<i>Infiorescenza</i>	Amento
<i>Frutto</i>	Capsula, con semi di ridotte dimensioni.
Esigenze pedoclimatiche	
<i>Terreno</i>	Le varie specie prediligono terreni profondi, permeabili, fertili con tessitura tendenzialmente sciolta o di medio impasto, mai eccessivamente fine, con giacitura pianeggiante. Il pH deve essere compreso tra 5,5 e 7,5. Non risultano idonei terreni ricchi in calcare attivo, quelli con elevata salinità o torbosità.
<i>Esigenze termiche</i>	Minimo di vegetazione: -15°C circa
	Temperatura media annua: 8-10°C
Tecnica colturale	
<i>Scelta varietale</i>	Coltivazione di cloni selezionati appartenenti al Registro Nazionale dei Materiali di Base che ha sostituito il precedente Registro Nazionale dei Cloni Forestali (RNCF). Tra i più interessanti per la produzione di biomassa: AF2, AF8, Imola, Marte, Monviso, Orion, Pegaso, Saturno, Sirio
<i>Turno</i>	Pioppicoltura tradizionale: 9-12 anni SRF: biennale
<i>Preparazione del terreno</i>	Aratura a 30-40 cm o lavorazione a doppio strato (aratura e discissura profonda a 60-70 cm) in presenza di strato impermeabile/suola d'aratura. Successivo affinamento del terreno tramite erpice rotante appena prima dell'impianto.
<i>Impianto e diserbo</i>	Per l'impianto si usano talee di 20-30 cm di lunghezza oppure astoni di un anno. Il materiale di propagazione viene conservato in cella frigorifera a 0-2°C e due o tre giorni prima dell'impianto viene immerso in acqua per favorirne una rapida ripresa vegetativa e la radicazione. La messa a dimora viene eseguita tra fine inverno ed inizio primavera (fine febbraio-tutto aprile). La densità d'impianto può variare tra le 8.000 e le 10.000 piante per ettaro. Il sesto d'impianto può prevedere file singole o binate. Le

prime, maggiormente diffuse nelle zone di coltivazione italiane, vengono realizzate con distanze interfilari di 2,50-3,00 m e distanze sulla fila tra 0,40 e 0,60 m. In fila binata, le distanze adottate sono 70 cm tra le talee e tra le file, 2.50 tra le bine.

Subito dopo l'impianto di pioppo, salice e robinia è bene intervenire con prodotti ad azione antigerminello (Metolachlor, 0.5 L per 500 L di acqua + Pendimetalin, 1.25 L per 500 L), almeno sulla fila.

Successivamente il controllo delle malerbe può essere effettuato solo se necessario e solo sulla fila dopo la ceduzione con dissecanti. Nell'interfila la flora infestante viene controllata mediante lavorazione meccanica.

Concimazione

Per il mantenimento di piantagioni con ciclo di vita decennale e ceduzione biennale:

Azoto (N): 350-600 kg ha⁻¹

Fosforo: (P₂O₅): 150-200 kg ha⁻¹

Potassio (K₂O): 350-420 kg ha⁻¹ anno⁻¹.

Irrigazione

I pioppi, essendo igrofili ed eliofili, necessitano di una piovosità annua di almeno 700 mm, di cui almeno 450 mm durante la stagione vegetativa (aprile – settembre) possibilmente ben distribuiti.

L'irrigazione può essere fatta a pioggia oppure per scorrimento. Visto il costo energetico ed economico rimane un intervento da effettuare come soccorso, soprattutto nel primo anno di coltivazione quando l'apparato radicale delle piantine è ancora poco sviluppato.

Avversità

Parassiti: afide lanigero (*Phloeomyzus passerinii*), cocciniglie (*Diaspis pentagona*, *Chionaspis salicis*, *Quadraspidotus* spp.), insetti defogliatori (*Phyllodecta vitellinae*, *Chrysomela populi*), insetti corticicoli e xilofagi (*Cossus cossus*, *Paranthrene tabaniformis*, *Saperda carcharias*, e *Cryptorhynchus lapathy*).

Crittogame: ruggini (*Melampsora* spp.), bronzatura (*Marssonina brunnea*), parassiti fungini corticali (*Phomopsis* spp., *Cytospora* spp., *Discosporium populeum*).

Raccolta

Con densità intorno alle 10000 piante per ettaro si può raccogliere il materiale ogni 2-3 anni, a seconda dell'accrescimento.

Per evitare sofferenze delle ceppaie e per avere un prodotto il più possibile secco, è bene tagliare nel periodo invernale (dicembre-

marzo).

La raccolta viene effettuata in una fase con falcia-trincia-caricatrici che producono cippato da utilizzare in breve tempo oppure con cantieri a due fasi dove le piante vengono prima tagliate e accatastate intere a bordo campo e successivamente cippate. In questo secondo caso si ottiene un prodotto a minor contenuto di umidità.

Produzione

Impianti di 6.000-10.000 piante ha⁻¹:

12-15 t ha⁻¹ anno⁻¹, con punte massime, nelle migliori condizioni di crescita fino a 20 - 25 t ha⁻¹anno⁻¹ di biomassa anidra al primo turno.

Il rapporto output/input stimato è di 25,5

Resa energetica

170-260 GJ ha⁻¹

Potere calorifico inferiore

16-24 MJ kg⁻¹

Utilizzazione

Produzione di energia termica e/o elettrica

Aspetti positivi

- Biomassa di elevata qualità
- Biomassa con usi alternativi (cellulosa, trucioli ecc.)
- Buona protezione del terreno dall'erosione

Aspetti negativi

- Elevato costo d'impianto
- Elevato costo di raccolta

MATERIALI E METODI

Caratterizzazione del campione

Nell'ambito dell'attività del progetto SuSCACE, negli anni 2009-2010 è stato possibile raccogliere, con la collaborazione di un campione di aziende agricole, informazioni riguardanti la gestione e la coltivazione di specie erbacee e arboree per uso energetico, tra cui la colza, la canna comune e il pioppo.

Per ogni appezzamento colturale sono state acquisite informazioni relative alle unità (superficie, produzione, altre colture in rotazione, ecc.), alle principali caratteristiche dell'impianto (data, densità, distanza sulle/tra file, ecc.), ai fattori produttivi impiegati nel ciclo produttivo (unità di manodopera, potenza delle macchine, fertilizzanti, diserbanti, insetticidi, ecc.).

Dati primari della coltivazione della Colza (*Brassica napus* L.)



Figura 4: impianto di colza - Progetto Suscace

Il colza (*Brassica napus* L.) è una coltura da olio che in Italia, da metà degli anni ottanta, ha evidenziato una crescita delle superfici coltivate, che hanno raggiunto un massimo nel 1997 con 69.000 ha coltivati. Nel biennio 2009 e 2010 la coltura è stata coltivata

rispettivamente su 24.000 ha con una produzione media nazionale di 2166 kg ha⁻¹ e 20.000 ha con una produzione media di 2626 kg ha⁻¹.

Nel caso studio qui riportato, i dati acquisiti circa la coltivazione della colza fanno riferimento a 2751 ettari coltivati in 251 appezzamenti, distribuiti in 10 regioni italiane, ma con una forte concentrazione del campione delle unità in Emilia Romagna (tab. 1 e fig.5). Si tratta prevalentemente di coltivazioni praticate in zone di pianura.

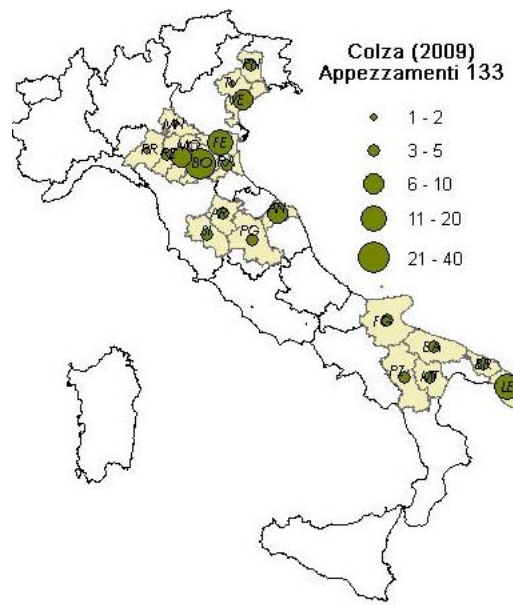


Figura 5: Distribuzione provinciale delle superfici coltivate a colza.

La superficie media per appezzamento è di circa 11 ettari ma le unità considerate presentano un'elevata variabilità nelle dimensioni: da valori minimi di circa un ettaro in alcune regioni del centro Italia (Marche, Toscana e Umbria), a dimensioni medie tra 10 e 15 ettari (Abruzzo, Emilia R., Lombardia, Puglia), fino a dimensioni molto grandi (Basilicata).

Tabella 1: Dati di sintesi delle unità campionarie.

Regioni	Appezzamenti (%)	Superficie (%)	Superficie media appezzamento (ha)	Appezzamenti in Pianura (%)
Abruzzo	0,4	0,3	9,0	0,4
Basilicata	2,4	9,3	42,6	0,8
Emilia R.	62,5	61,3	10,7	59,4
Friuli V. G.	0,8	0,3	3,6	0,0
Lombardia	2,8	3,9	15,5	2,8
Marche	5,6	0,5	1,0	1,2
Puglia	14,3	21,2	16,2	9,6
Toscana	3,2	0,3	0,9	0,4
Umbria	4,4	0,3	0,8	1,6
Veneto	3,6	2,5	7,7	3,6
Totale	100,0	100,0	11,0	79,8

Fonte: progetto SUSCACE.

Dati primari sulla coltivazione della Canna comune (*Arundo donax* L.)



Figura 6: impianto di canna - progetto Suscace

La canna comune (*Arundo donax* L.) è una graminacea rizomatosa perenne, a ciclo foto sintetico C3. La specie, originaria del Medio Oriente, è oramai naturalizzata in tutto il bacino del Mediterraneo, in areali caratterizzati da un clima caldo-temperato. La canna

comune presenta una parte ipogea composta da un ricco sistema di rizomi, dal quale dipartono le radici, e da una parte epigea, caratterizzata da fusti che raggiungono, in un ciclo vegetativo, anche 6-7 metri di altezza. La canna comune predilige zone calde e temperate ed è sensibile alle basse temperature, dannose in particolare per la vitalità dei rizomi. La pianta è scarsamente esigente da un punto di vista pedologico in fatto di terreni, anche se predilige terreni freschi di pianura, con una buona circolazione di acqua ed aria e con una discreta disponibilità idrica ma senza problemi di ristagno dell'acqua. La canna viene comunque considerata una coltura con basse esigenze idriche e l'irrigazione è normalmente prevista solo all'impianto.

I dati acquisiti circa la coltivazione della canna fanno riferimento a 7,8 ettari coltivati in 7 appezzamenti, distribuiti in 5 regioni italiane (Umbria, Lazio, Toscana, Sardegna ed Emilia R.) (fig.7). La superficie media per appezzamento è di circa 1,11 ettari. Le unità colturali più piccole sono di 0,5 ha e sono situate due in Emilia R. e una in Sardegna. L'appezzamento localizzato in Umbria è quello di maggiori dimensioni (2 ha). La maggior parte delle coltivazioni sono state praticate in zone di pianura (tab. 2).

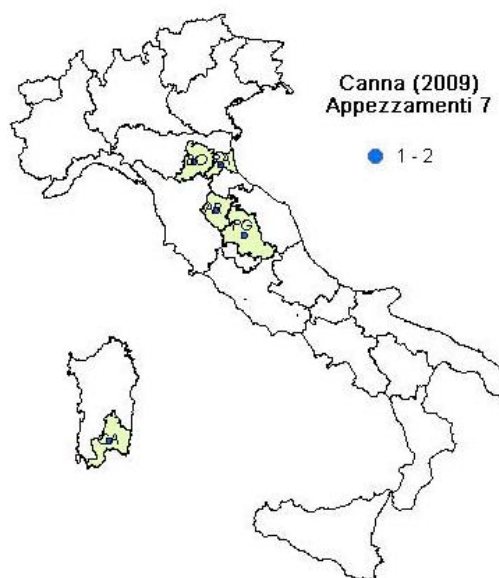


Figura 7: Distribuzione provinciale delle superfici coltivate a canna per uso energetico censite nel presente studio.

Tabella 2: Dati di sintesi delle unità campionarie.

Regioni	Appezamenti (%)	Superficie (%)	Superficie media appezzamento (ha)	Appezamenti in Pianura (%)
Emilia R.	42,9	34,6	0,9	28,6
Toscana	14,3	16,7	1,3	14,3
Umbria	14,3	25,6	2	0,0
Lazio	14,3	16,7	1,3	14,3
Sardegna	14,3	6,4	0,5	14,3
Totale	100,0	100,0	1,11	71,5

Fonte: dati Suscace

Per la canna, l'analisi LCA è stata effettuata considerando dei tagli annuali in un ciclo colturale di 10 anni. Gli input del primo anno di impianto e dell'ultimo di espianto sono stati suddivisi per gli anni di durata del ciclo colturale, al fine di determinare un anno medio su cui studiare l'impatto ambientale medio annuo.

Dati primari sulla coltivazione del Pioppo (*Poplar ssp.*)



Figura 8: impianto di SRF di pioppo - progetto Suscace

Per coltivazioni di pioppo a scopi energetici si possono intendere diverse specie del genere *Populus* ed è la principale pianta arborea utilizzata sui terreni agricoli del Centro-Nord Italia nei cedui a corta rotazione (SRC, Short Rotation Coppice o SRF Short Rotation Forestry), ovvero soprassuoli coltivati su terreni agricoli composti da specie arboree a rapido accrescimento. La tabella 3 riporta le produttività riscontrate in $t_{ss} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, in diversi studi italiani e stranieri, in funzione delle specie, cloni, densità di impianto, rotazione e turno di SRF di pioppo (tab.3). Tali cedui sono caratterizzati da un'elevata densità di impianto, ripetute ceduazioni in periodi molto brevi, da 1 fino a 4 anni, e tecniche di coltivazione intensive.

Normalmente entra in regime di produzione tra il secondo e il terzo turno con una produttività destinata a crescere nei successivi due turni per poi diminuire con il tempo, specie nei modelli colturali più intensivi, a causa della graduale mortalità delle ceppaie. Allungando il turno si ottiene un minor decremento della produttività nel tempo e riducendo la densità si riducono i costi di coltivazione, mentre aumentano i costi di utilizzazione.

I settori delle paste di legno per carta, dei segati e degli imballaggi di legno, dei pannelli di legno, dell'edilizia e del mobile costituiscono i grossi consumatori. Di questa grande quantità di legno forse un terzo (circa 9 milioni di m^3) proviene dai boschi e dalle piantagioni nazionali, la maggior parte è importata dai Paesi Europei e da quelli extra UE (CRA-PLF, 2008).

Tabella 3: produttività ($t_{ss} \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$) riscontrate da diversi studi in cloni di pioppo a breve e media rotazione.

Specie e ibridi di pioppo	Cloni	Densità	Turno	Rotazione	Nazione	Produzione ($t_{ss} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$)	Fonte
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	44-136	10.000	4	1 ^a	USA	21,0	Scarascia <i>et al.</i> , 1997
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	11-11	10.000	4	1 ^a	USA	35,0	Scarascia <i>et al.</i> , 1997
<i>P. trichocarpa</i>	1-12	10.000	4	1 ^a	USA	13,6	Scarascia <i>et al.</i> , 1997
<i>P. deltoides</i>	ILL-005	10.000	4	1 ^a	USA	14,1	Scarascia <i>et al.</i> , 1997
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	Hazendans	10.000	4	1 ^a	Belgio	11,4	Laureysens <i>et al.</i> , 2004
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	Hoogvorst	10.000	4	1 ^a	Belgio	10,4	Laureysens <i>et al.</i> , 2004
<i>P. deltoides</i> × <i>P. nigra</i>	I-214	10.000	2	1 ^a	Italia	9,7	Facciotto y Schenone, 1998
<i>P. deltoides</i>	Lux	10.000	2	1 ^a	Italia	10,0	Facciotto y Schenone, 1998
<i>P. deltoides</i> × <i>P. nigra</i>	I-214	5.000	4	1 ^a	Spagna	12,4	San Miguel y Montoya, 1984
<i>P. deltoides</i> × <i>P. nigra</i>	Campeador	5.000	4	1 ^a	Spagna	10,0	San Miguel y Montoya, 1984
<i>P. deltoides</i> × <i>P. nigra</i>	Canada Blanco	5.000	4	1 ^a	Spagna	8,4	San Miguel y Montoya, 1984
<i>P. deltoides</i> × <i>P. nigra</i>	I-214	5.000	2	1 ^a	Spagna	10,90	San Miguel y Montoya, 1984
<i>P. deltoides</i> × <i>P. nigra</i>	I-214	5.000	3	1 ^a	Spagna	10,10	San Miguel y Montoya, 1984
<i>P. deltoides</i> × <i>P. nigra</i>	I-214	5.000	5	1 ^a	Spagna	17,30	San Miguel y Montoya, 1984
<i>P. deltoides</i> × <i>P. nigra</i>	I-214	10.000	4	1 ^a	Spagna	16,90	San Miguel y Montoya, 1984
<i>P. deltoides</i> × <i>P. nigra</i>	I-214	33.333	2	1 ^a	Spagna	15,10	Marcos <i>et al.</i> , 2002
<i>P. nigra</i>	Woltersen	10.000	3	2 ^a	Belgio	9,70	Laureysens <i>et al.</i> , 2005
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	Hoogvorst	10.000	3	2 ^a	Belgio	3,00	Laureysens <i>et al.</i> , 2005
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	Hazendans	10.000	3	2 ^a	Belgio	3,50	Laureysens <i>et al.</i> , 2003
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	Hoogvorst	10.000	3	1 ^a	Belgio	10,10	Laureysens <i>et al.</i> , 2003
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	Hazendans	10.000	3	1 ^a	Belgio	10,80	Laureysens <i>et al.</i> , 2003
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	Beaupré	15.625	2	1 ^a	Francia	29,00	Pontailier <i>et al.</i> , 1999
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	Raspalje	15.625	2	1 ^a	Francia	27,00	Pontailier <i>et al.</i> , 1999
<i>P. deltoides</i>	Lux	10.000	1	1 ^a	Italia	10,70	Bonari <i>et al.</i> , 2004
<i>P. deltoides</i>	Lux	10.000	2	1 ^a	Italia	16,30	Bonari <i>et al.</i> , 2004
<i>P. deltoides</i>	Lux	10.000	3	1 ^a	Italia	21,70	Bonari <i>et al.</i> , 2004
<i>P. maximowiczii</i> × <i>P. nigra</i>	NM5	18.000	4	1 ^a	Canada	16,62	Labrecque y Teodorescu, 2005
<i>P. maximowiczii</i> × <i>P. nigra</i>	NM6	18.000	4	1 ^a	Canada	18,05	Labrecque y Teodorescu, 2005
<i>P. balsamifera</i> × <i>P. trichocarpa</i>	Tacatricho 22	10.000	5	1 ^a	R. Unito	11,20	Proe <i>et al.</i> , 2002
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	Beaupré	10.000	2	1 ^a	R. Unito	9,60	Armstrong <i>et al.</i> , 1999
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	Boelare	10.000	2	1 ^a	R. Unito	8,20	Armstrong <i>et al.</i> , 1999
<i>P. trichocarpa</i>	Trichobel	10.000	2	1 ^a	R. Unito	7,40	Armstrong <i>et al.</i> , 1999
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	Beaupré	10.000	4	1 ^a	R. Unito	12,8	Armstrong <i>et al.</i> , 1999
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	Boelare	10.000	4	1 ^a	R. Unito	9,20	Armstrong <i>et al.</i> , 1999
<i>P. trichocarpa</i>	Trichobel	10.000	4	1 ^a	R. Unito	13,60	Armstrong <i>et al.</i> , 1999
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	Beaupré	10.000	2	2 ^a	R. Unito	8,50	Armstrong <i>et al.</i> , 1999
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	Boelare	10.000	2	2 ^a	R. Unito	6,10	Armstrong <i>et al.</i> , 1999
<i>P. trichocarpa</i>	Trichobel	10.000	2	2 ^a	R. Unito	7,90	Armstrong <i>et al.</i> , 1999
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	Beaupré	15.625	9	2 ^a	Francia	28,10	Pontailier <i>et al.</i> , 1999
<i>P. deltoides</i> × <i>P. nigra</i>	Campeador	10.000	5	1 ^a	Spagna	12,10	Ciria <i>et al.</i> , 1996
<i>P. deltoides</i> × <i>P. nigra</i>	Dorskamp	10.000	5	1 ^a	Spagna	6,30	Ciria <i>et al.</i> , 1996
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	Boelare	10.000	5	1 ^a	Spagna	16,60	Ciria <i>et al.</i> , 1996
<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. deltoides</i>	Raspalje	10.000	5	1 ^a	Spagna	19,80	Ciria <i>et al.</i> , 1996
<i>P. deltoides</i>	G3	40.000	4	1 ^a	India	12,91	Singh y Behl, 2001
<i>P. deltoides</i>	G48	40.000	4	1 ^a	India	11,57	Singh y Behl, 2001
<i>P. deltoides</i>	G121	40.000	4	1 ^a	India	13,34	Singh y Behl, 2001

Fonte: Sixto et al. 2007

Nel caso di studio qui riportato, i dati acquisiti circa la coltivazione del pioppo fanno riferimento a 440 ettari coltivati in 91 appezzamenti, distribuiti in 4 regioni italiane. Come per la coltura del colza, in Emilia Romagna sono concentrate la maggior parte delle unità campionarie, prevalentemente praticate in zone di pianura. Questo aspetto si evidenzia anche in termini di superficie media per appezzamento che risulta di circa 4,8 ettari, praticamente uguale alla superficie media degli appezzamenti delle aziende emiliane. L'appezzamento di maggiori dimensioni (23 ha) si trova nell'unica azienda della regione Lazio (tab. 4 e fig.9).

Tabella 4: Dati di sintesi delle unità campionarie.

Regioni	Appezamenti (%)	Superficie (%)	Superficie media appezzamento (ha)	Appezamenti in Pianura (%)
Emilia R.	81,3	79,5	4,7	76,9
Toscana	8,8	10,9	6,0	7,7
Umbria	8,8	4,4	2,4	7,7
Lazio	1,1	5,2	23,0	1,1
Totale	100,0	100,0	4,8	93,4

Fonte: dati Suscace

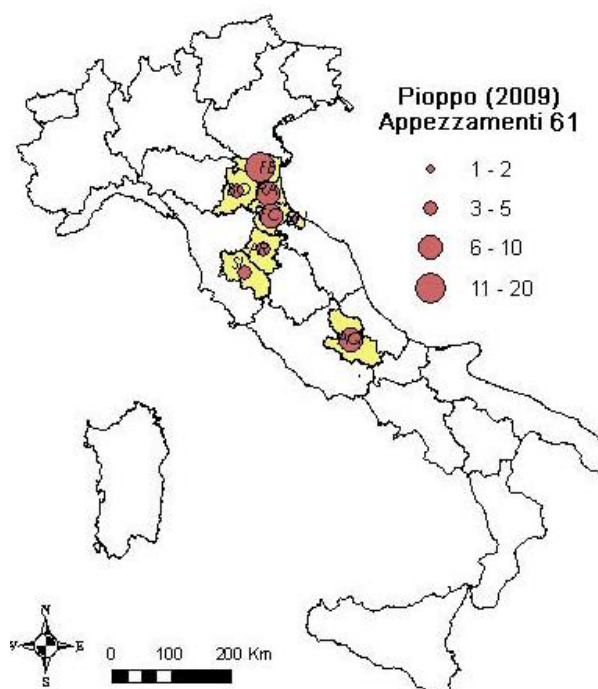


Figura 9: Distribuzione provinciale delle superfici coltivate a pioppo per uso energetico censite nel presente studio.

Per l'analisi LCA del pioppo sono stati considerati dei tagli biennali in un ciclo colturale di 10 anni. Gli input e le emissioni del primo anno di impianto e dell'ultimo di espianto, nonché gli input e le emissioni generate durante gli anni di raccolta (5 anni), sono stati suddivisi per gli anni di durata del ciclo colturale al fine di determinare un anno medio su cui studiare l'impatto ambientale medio annuo.

Analisi statistica applicata per la determinazione delle aziende caratteristiche

Dal set di dati originari sono stati selezionati i parametri ritenuti più informativi relativamente alla definizione dell'intensità del metodo di produzione, giungendo a selezionare le seguenti variabili: superficie coltivata; produttività per ettaro; giacitura; quantità di fertilizzanti applicati per ettaro; quantità di diserbante per ettaro; quantità di insetticida per ettaro; kWh utilizzati per ettaro; coltura in precessione.

Successivamente per ogni tipologia di coltivazione, colza, canna comune e pioppo sono state individuate delle variabili di gruppo al fine di condurre un'indagine statistica appropriata a valutare le disformità statistiche del campione ed individuare dei gruppi statisticamente omogenei da cui poter trarre la tipologia aziendale media “migliore” e “peggiore”, per poi inquadrare il caso concreto più vicino ai parametri statisticamente individuati, su cui poi effettuare le analisi per valutarne la sostenibilità ambientale.

Per tali appezzamenti rappresentativi si è condotta quindi una valutazione d'impatto ambientale utilizzando la metodologia del Life Cycle Assessment (LCA), secondo le norme UNI EN ISO 14040: 2006 e UNI EN ISO 14044: 2006 (International Organization Standardization, 2006).

Coltivazione della colza

I dati grezzi sono stati oggetto di indagine statistica descrittiva che ha portato all'individuazione di tre possibili variabili di gruppo in termini di validità sia tecnica sia statistica. Le variabili di gruppo con cui si condurrà l'analisi multivariata (MANOVA) sono “Regione di appartenenza”, “Giacitura dell'appezzamento”, “Collocazione geografica nazionale”. Nello specifico le regioni oggetto di indagine sono state: Abruzzo, Basilicata, Emilia Romagna, Friuli Venezia Giulia, Lombardia, Marche, Puglia, Toscana, Umbria e Veneto. Le differenti tipologie di giacitura: pianura, altipiano e collina. Le differenti collocazioni geografiche: nord (Friuli Venezia Giulia, Lombardia e Veneto), centro (Abruzzo, Emilia Romagna, Marche, Toscana e Umbria) e sud (Basilicata e Puglia). I risultati del test MANOVA evidenziano differenze altamente significative solo tra le differenti collocazioni geografiche (tab. 5).

Tabella 5: risultato significativo del test MANOVA

Gruppo	Test	Valore	F	Effetto gl	Errore gl	p
Collocazione geografica nazionale	Wilks	0,684	7,223	16	482	<0.001

Dal risultato del test MANOVA si è tratto spunto per l'analisi di gruppi statisticamente omogenei, applicando il Tukey test (HSD) per numeri diseguali (tabb. 6-8). In particolare l'HSD test ha evidenziato più gruppi omogenei solo per le variabili: produttività ($t\ ha^{-1}$), quantitativi di diserbante ($l\ ha^{-1}$) e apporto di azoto ad ettaro ($kg\ ha^{-1}$).

Tabella 6: Tukey test applicato ai dati sulla colza, relativamente alla variabile produttività.

Collocazione geografica nazionale	Produzione Media (t/ha)	1	2
Sud	1,2		****
Centro	2,3	****	
Nord	2,5	****	

Tabella 7: Tukey test applicato ai dati sulla colza, relativamente alla variabile quantitativi di diserbante.

Collocazione geografica nazionale	diserbante Media ($kg\ ha^{-1}$)	1	2
Sud	1,0	****	
Centro	1,4	****	****
Nord	2,5		****

Tabella 8: Tukey test applicato ai dati sulla colza, relativamente alla variabile apporto di azoto.

Collocazione geografica nazionale	N Media (t/ha)	1	2
Sud	24,1		****
Centro	71,5	****	
Nord	90,1	****	

Tabella 9: tabella riassuntiva del contesto aziendale medio "migliore" e "peggiore", sulla base delle variabili differenziate dall'HSD test.

Gruppo medio	diserbante Media ($kg\ ha^{-1}$)	N Media ($t\ ha^{-1}$)	Produzione Media ($t\ ha^{-1}$)
migliore	1,2	24,1	2,4
peggiore	1,9	80,5	1,2

Individuati i contesti aziendali medi (tab. 9) si è condotta un'analisi sui dati grezzi delle aziende oggetto di indagine per inquadrare il caso concreto più vicino ai parametri

statisticamente individuati, su cui poi effettuare le analisi per valutarne la sostenibilità ambientale (tab. 10).

Tabella 10: casi concreti aziendali più vicini ai parametri statisticamente individuati.

Contesto aziendale riconducibile	Codice app.to	Coltura precedente	Superficie Coltivata (ha)	Varietà	Densità ($p\ ha^{-1}$)	Produttività ($t\ ha^{-1}$)	N ($kg\ ha^{-1}$)	P_2O_5 ($kg\ ha^{-1}$)	Diserbante ($l\ ha^{-1}$)	Insetticida ($l\ ha^{-1}$)	Energia impiegata ($kWh\ ha^{-1}$)
Colza Migliore	24040001	Frumento	9	PR W 14	740000	2,40	67	-	2,2	0,00	606,14
Colza Peggior	24034001	Frumento	34,00	Vectra	740000	1,22	88,00	-	2,2	0,00	491,07

Coltivazione della canna comune

I dati grezzi sono stati oggetto di indagine statistica descrittiva che ha portato all'individuazione di tre possibili variabili di gruppo in termini di validità sia tecnica sia statistica. Le variabili di gruppo con cui si condurrà l'analisi statistica sono "Regione di appartenenza", "Giacitura dell'appezzamento", "Tessitura del terreno". Nello specifico le regioni oggetto di indagine sono state: Emilia Romagna, Toscana, Umbria e Lazio. Le differenti tipologie di giacitura: pianura e collina. Le differenti tessiture del terreno: franco limosa e franco argillosa. In questo caso visto il non elevato numero di appezzamenti da porre a confronto (in totale 5) e la particolare distribuzione delle variabili statistiche, non è stato possibile procedere con un'analisi statistica parametrica, si è optato quindi per un'analisi non parametrica, l'ANOVA di Kruskal- Wallis. Le analisi condotte non hanno evidenziato differenze statisticamente significative per nessuna variabile analizzata all'interno di ciascun gruppo esaminato. Dal risultato del test di Kruskal-Wallis quindi non è possibile individuare gruppi che si differenzino statisticamente. Quindi per individuare la situazione considerabile come "migliore" e quella "peggiore" ci si è basati sull'analisi puntuale dei dati grezzi prendendo come parametro differenziale la produzione annua di biomassa.

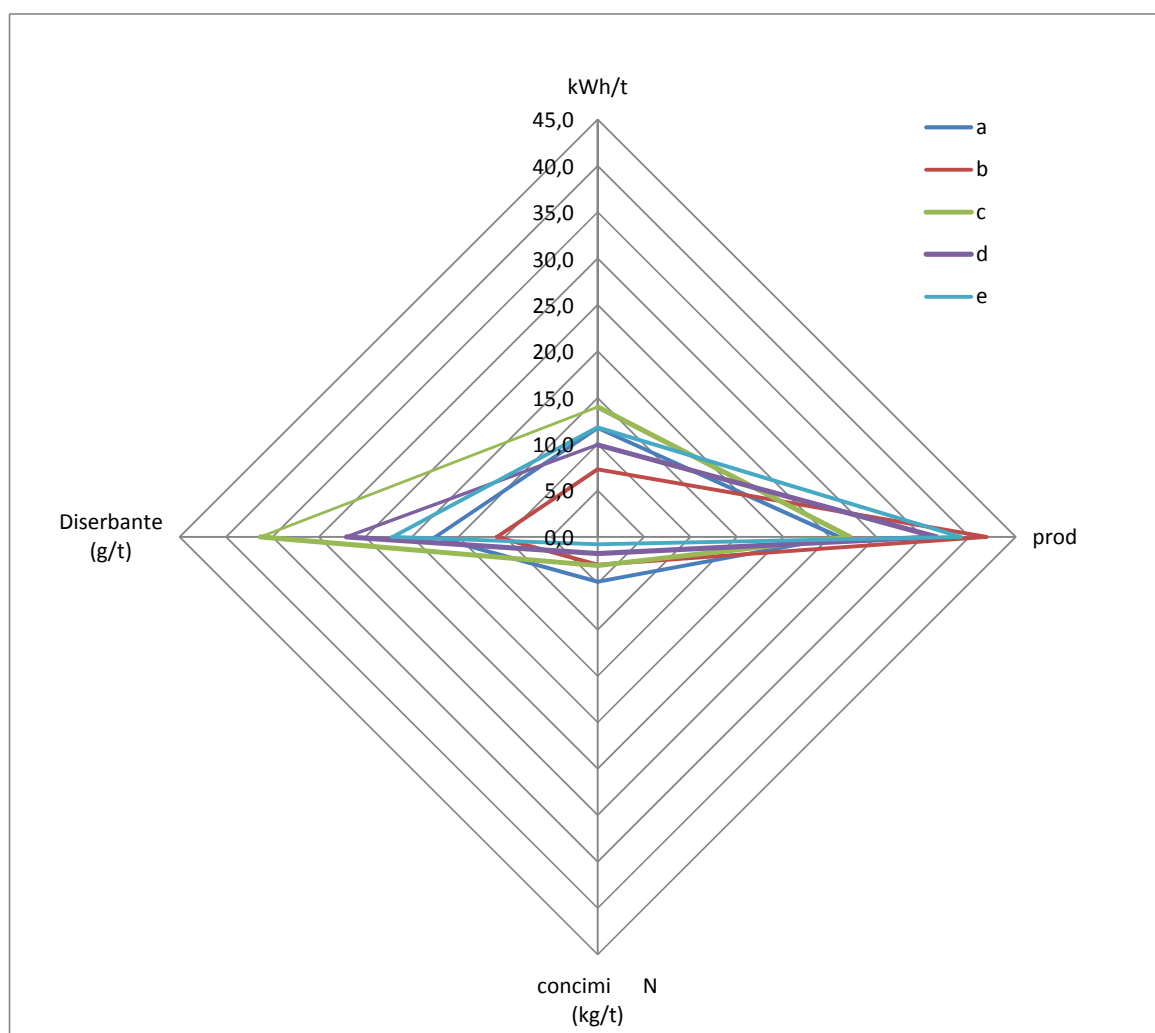


Figura 10: Rappresentazione delle 5 realtà aziendali oggetto di studio sulla base delle 4 principali variabili individuate per lo studio sulla sostenibilità ambientale.

Individuati i due contesti aziendali (peggiore e migliore) (fig. 10) si è condotta un'analisi sui dati grezzi delle aziende oggetto di indagine per inquadrare il caso concreto più vicino ai parametri individuati, su cui poi effettuare le analisi per valutarne la sostenibilità ambientale (tab. 11).

Tabella 11: casi concreti aziendali.

Contesto aziendale riconducibile	Codice app.to	Coltura precedente	Densità ($p\ ha^{-1}$)	Produttività ($t\ ha^{-1}\ anno^{-1}$)	N ($kg\ ha^{-1}\ anno^{-1}$)	Diserbante ($kg\ ha^{-1}\ anno^{-1}$)	Energia impiegata ($kWh\ ha^{-1}$)
Canna Migliore	13022002	Grano duro	10000	41,9	125.5	0.45	305.5
Canna Peggior	15027002	Grano duro	10000	27,2	83.6	0.99	380,7

Coltivazione del pioppo

I dati grezzi sono stati oggetto di indagine statistica descrittiva che ha portato all'individuazione di due possibili variabili di gruppo in termini di validità sia tecnica sia statistica. Le variabili di gruppo con cui si condurrà l'analisi statistica sono "Regione di appartenenza" e "Clone impiantato". Nello specifico le regioni oggetto di indagine sono state: Abruzzo e Toscana. I differenti cloni: Monviso ed AF2. In questo caso visto il non elevato numero di appezzamenti da porre a confronto (in totale 12) e la particolare distribuzione delle variabili statistiche, non è stato possibile procedere con un'analisi statistica parametrica, si è optato quindi per un'analisi non parametrica, l'ANOVA di Kruskal-Wallis. Le analisi condotte hanno evidenziato differenze statisticamente significative per la variabile produttività tra i due cloni impiantati (tab.12). Mentre considerando come variabile di gruppo la Regione, le variabili che hanno evidenziato variabilità statisticamente significative sono state: energia impiegata, ed apporti in concimazioni azotate e fosfatice (tabb.13-15). Quindi per individuare la situazione considerabile come "migliore" e quella "peggiore" ci si è basati sull'analisi puntuale dei dati grezzi prendendo come parametro differenziale la produzione annua di biomassa (tab.16).

Tabella 12: Valori medi di produzione annua differenziati per clone attraverso l'analisi della varianza non parametrica (Kruskal-Wallis test).

Cloni	Produzione Media (t ha ⁻¹ anno ⁻¹)	p-value
AF2	11.6±3.7	<0.05
Monviso	7,9±2.2	

Tabella 13: Valori medi di consumo energetico annuo differenziati per regione attraverso l'analisi della varianza non parametrica (Kruskal-Wallis test).

Cloni	Consumo energetico medio (kWh ha ⁻¹ anno ⁻¹)	p-value
Abruzzo	193±13.5	<0.05
Toscana	179±1.8	

Tabella 14: Valori medi di apporto azotato medio annuo differenziati per regione attraverso l'analisi della varianza non parametrica (Kruskal-Wallis test).

Cloni	Apporto azotato medio (kg ha ⁻¹ anno ⁻¹)	p-value
Abruzzo	19.9±5.5	<0.05
Toscana	32.3±1.5	

Tabella 15: Valori medi di apporto fosfatico medio annuo differenziati per regione attraverso l'analisi della varianza non parametrica (Kruskal-Wallis test).

Cloni	Apporto fosfatico medio (kg ha ⁻¹ anno ⁻¹)	p-value
Abruzzo	42.5±9	<0.05
Toscana	0	

Tabella 16: tabella riassuntiva del contesto aziendale medio “migliore” e “peggiore”, sulla base delle variabili differenziate dall'HSD test.

Gruppo medio	Consumo energetico (kWh ha ⁻¹ anno ⁻¹)	N Media (kg ha ⁻¹ anno ⁻¹)	P ₂ O ₅ Media (kg ha ⁻¹ anno ⁻¹)	Produzione Media (t ha ⁻¹ anno ⁻¹)
migliore	179	19.9	0	11,6
peggiore	193	32.3	42.5	7,9

Individuati i contesti aziendali medi si è condotta un'analisi sui dati grezzi delle aziende oggetto di indagine per inquadrare il caso concreto più vicino ai parametri statisticamente individuati, su cui poi effettuare le analisi per valutarne la sostenibilità ambientale (tab. 17).

Tabella 17: casi concreti aziendali.

Contesto aziendale riconducibile	Codice app.to	Densità (p ha ⁻¹)	Produttività (t ha ⁻¹ anno ⁻¹)	N (kg ha ⁻¹ anno ⁻¹)	P ₂ O ₅ (kg ha ⁻¹ anno ⁻¹)	Diserbante (kg ha ⁻¹ anno ⁻¹)	Energia impiegata (kWh ha ⁻¹)
Pioppo Migliore	15028001	5700	16,4	34.2	0	2.02	179
Pioppo Peggior	14005001	5700	4,8	20.5	40.9	1.36	209

Metodologia LCA adottata nello studio

Per ogni appezzamento rappresentativo si è condotta una valutazione d'impatto ambientale secondo la metodologia LCA, al fine di classificare e quantificare gli impatti ambientali derivanti dai processi produttivi. Si è adottato il software SimaPro 7.3.3 (Prè Consultants, Amersfoort, NL) per modellizzare e analizzare i differenti scenari.

In accordo con le procedure standard (ISO 14040-44), l'analisi è stata convenzionalmente divisa in quattro fasi:

1. Definizione degli scopi e degli obiettivi (Goal Definition and Scoping). In questa fase si sono definiti gli obiettivi dello studio, l'unità funzionale e i confini del sistema;

2. Analisi dell'Inventario (Inventory Analysis). Durante questa fase tutti gli input e gli output, sottoforma di dati primari e secondari, sono stati raccolti e analizzati;
3. Analisi degli impatti (Impact Assessment). Tutte le emissioni in aria, acqua e suolo così come le materie prime utilizzate e l'energia consumata, sono stati standardizzati e trasformati in impatti ambientali;
4. Interpretazione e miglioramento (Interpretation and Improvement). In questa fase si sono valutati i risultati, identificati i punti deboli delle fasi produttive e si sono definite le possibilità di miglioramento.

Definizione degli scopi e degli obiettivi (Goal Definition and Scoping)

Lo scopo principale dello studio è stato quello di comparare l'impatto ambientale generato dal processo produttivo delle tre colture energetiche dedicate: una specie annuale erbacea, il colza (*Brassica napus ssp.*), una poliennale erbacea, la canna comune (*Arundo donax ssp.*), e una poliennale arborea, il pioppo (*Populus ssp.*). Gli scenari sono stati confrontati sulla base dell'energia equivalente prodotta (GJ). Il sistema preso in esame è costituito dai processi agricoli attribuiti al ciclo di vita di 1 GJ di biomassa prodotta dalle unità aziendali rappresentative delle tre colture energetiche analizzate. Questo ha permesso di confrontare tra loro le tre specie prese in esame in funzione dell'unità di energia ottenibile, garantendo anche la possibilità di un raffronto con altri sistemi di produzione energetica.

I confini del sistema, ovvero le unità di processo che sono state incluse nello studio LCA, comprendono tutte le fasi agricole, tralasciando i successivi processi di trasformazione e i trasporti, al fine di focalizzare lo studio prettamente sulle differenze negli impatti ambientali delle varie pratiche, secondo le diverse modalità colturali e le scelte tecniche reali adottate (figg. 11-13).

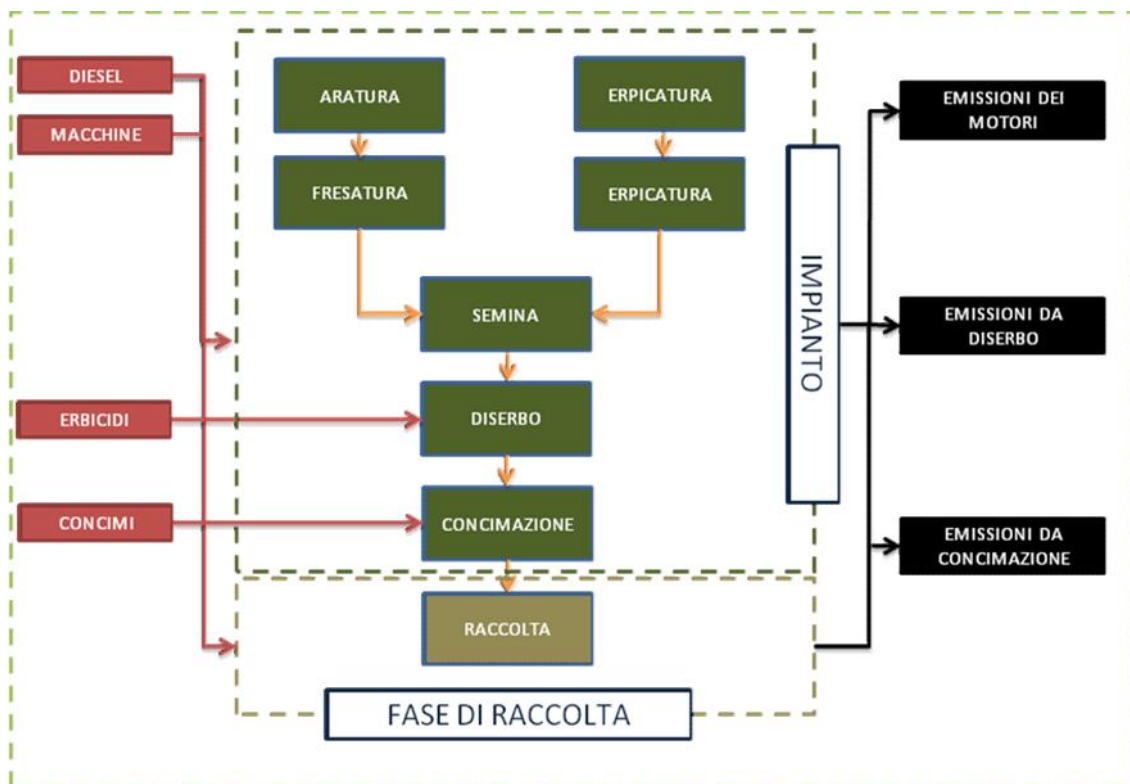


Figura 11: Confini del sistema adottati nelle fasi agricole della canna comune. In rosso sono riportati gli input impiegati, in verde e marrone le fasi del ciclo produttivo relative rispettivamente a impianto e raccolta. In nero le macro categorie di emissioni

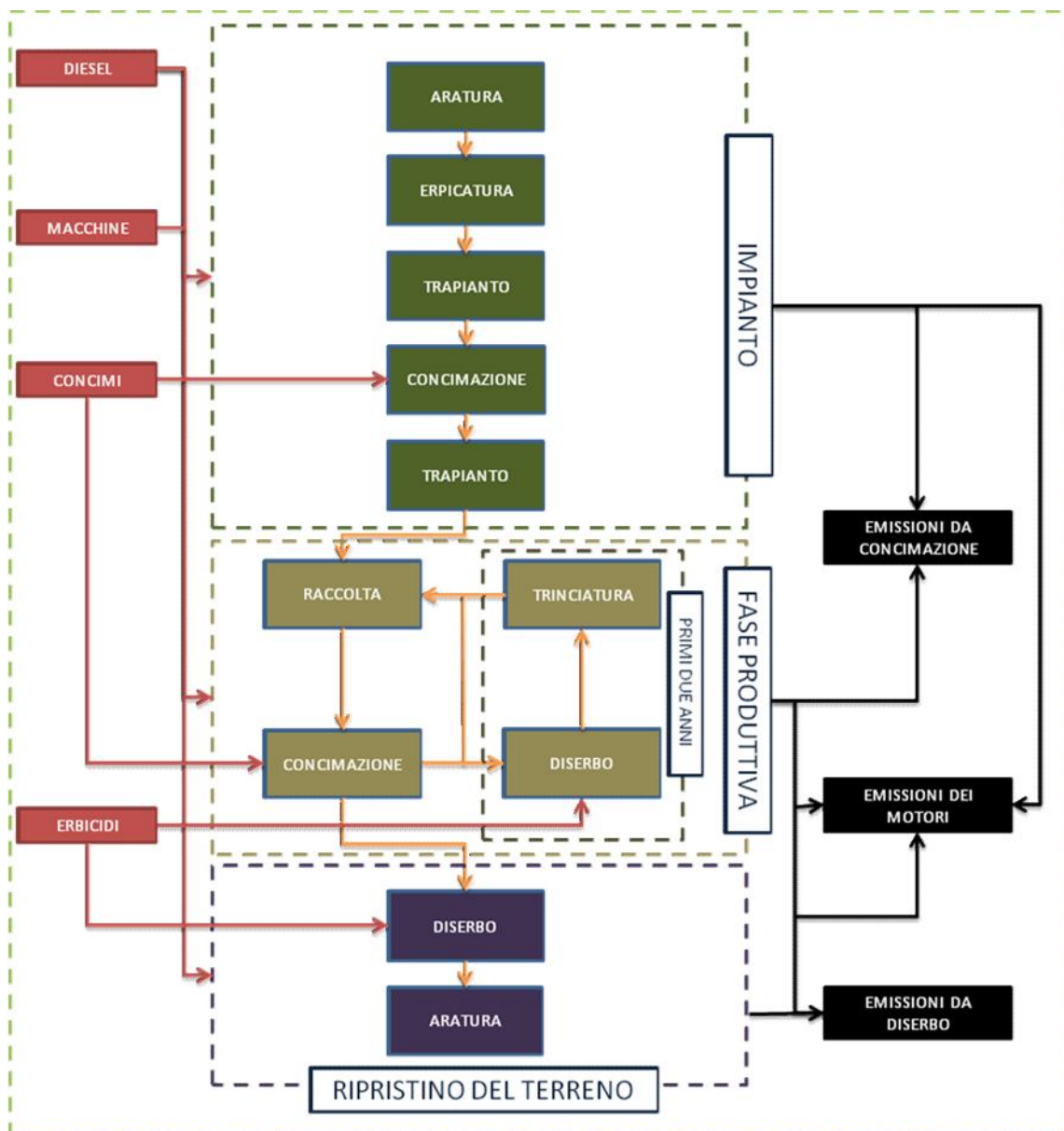


Figura 12: Confini del sistema adottati nelle fasi agricole della canna comune. In rosso sono riportati gli input impiegati, in verde, marrone e viola le fasi del ciclo produttivo relative rispettivamente a impianto, raccolta e ripristino del terreno, e in nero le macro categorie di emissioni.

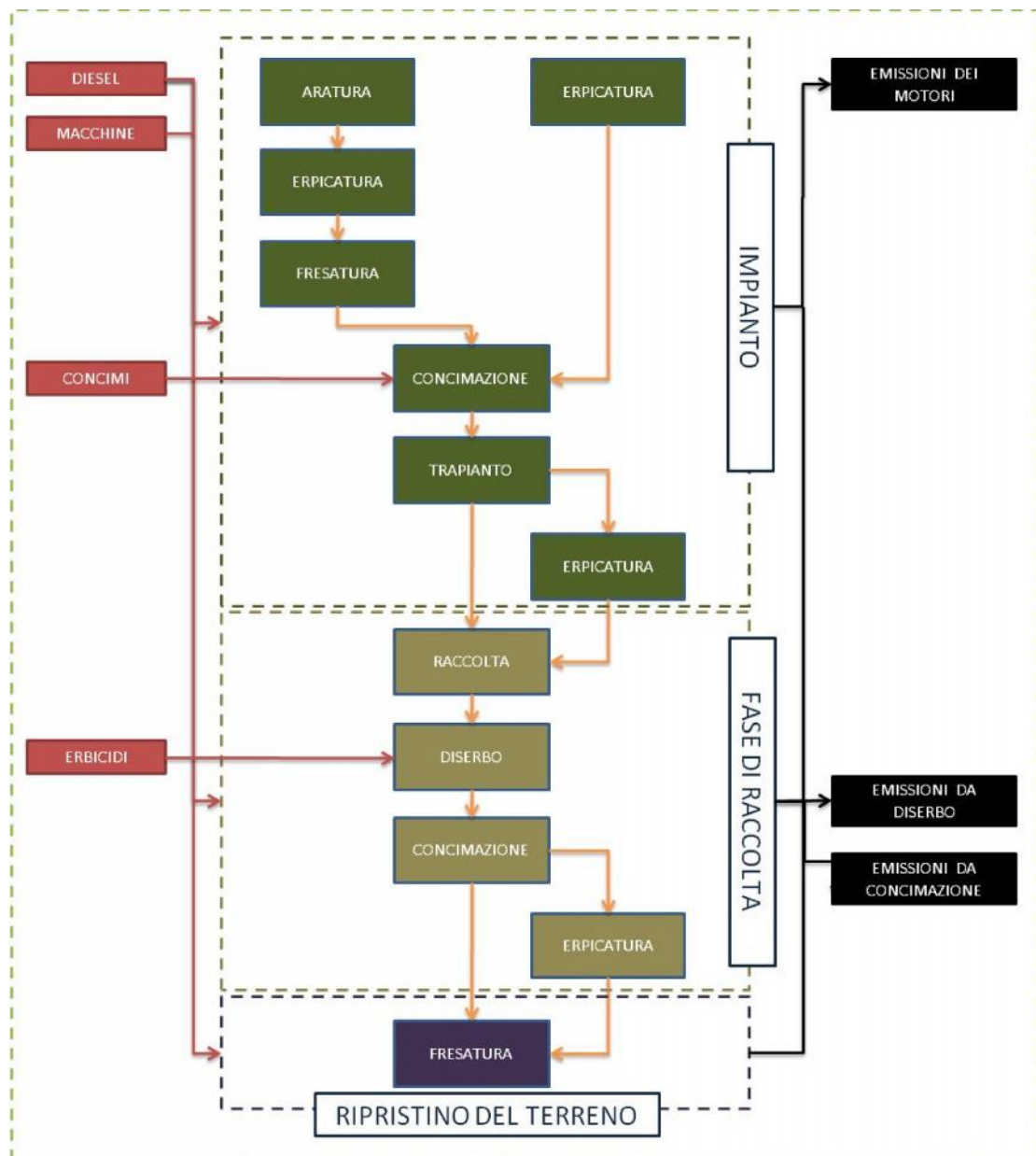


Figura 13: Confini del sistema adottati nelle fasi agricole del pioppo. In rosso sono riportati gli input adottati, in verde, marrone e viola le fasi del ciclo produttivo relative rispettivamente a impianto, raccolta e ripristino del terreno, e in nero le macro categorie di emissioni.

Analisi dell'Inventario (Life Cycle Inventory Analysis)

Per la redazione dell'inventario sono stati utilizzati dati primari ottenuti direttamente in azienda mediante la compilazione di un questionario da parte di tecnici di campo. Per alcuni dati non facilmente reperibili si è fatto ricorso alla banca dati del codice SimaPro 7.3.3, dataset Ecoinvent 3 (dati secondari).

I dati primari sono relativi alle caratteristiche tecniche dei trattori e delle attrezzature agricole utilizzate, oltre al consumo di diesel, alla quantità e tipologia dei diserbanti e dei fertilizzanti impiegati. I dati secondari sono invece riferiti alle emissioni generate dalle macchine nelle varie fasi agricole e dai fertilizzanti.

I processi produttivi sono stati inizialmente estrapolati dal database di SimaPro (al fine di includere le emissioni in atmosfera della combustione del diesel e le emissioni al suolo da abrasione dello pneumatico del trattore durante la fase colturale) per poi essere modificati, in base ai dati reperiti direttamente sul campo, unicamente nella parte dei trattori/attrezzi agricoli utilizzati e del consumo di gasolio, lasciando invariati i dati relativi alle emissioni in aria e sul suolo.

Infine, dopo aver considerato tutte le fasi agricole (con i trattori/attrezzi ed i relativi consumi) si è proceduto a rapportare gli impatti e le risorse di tali fasi (inizialmente riferiti ad un ettaro di terreno), ad 1 GJ di biomassa prodotta. Questo è stato possibile trasformando la produzione totale di ogni unità colturale ($t\ ha^{-1}$) in energia ($GJ\ ha^{-1}$) essendo noti i poteri calorifici (PCI e PCS) delle biomassa ottenuta dalle colture. Gli input e le emissioni totali riferite ad un ettaro sono state quindi divise per la produzione all'ettaro espressa in energia equivalente. In questo modo si è potuto ottenere la quota parte di ogni fase agricola da imputare ad 1 GJ di biomassa prodotta. I poteri calorifici inferiori delle colture energetiche studiate sono stati presi dalla letteratura (tab. 18).

Come già precedentemente indicato, nel caso delle colture poliennali, lo studio è stato effettuato considerando l'anno medio equivalente. Le emissioni e gli input medi annui sono stati aumentati della quota di input utilizzati e di emissioni generate negli anni di impianto, di espanto e di taglio, suddivise per gli anni presunti di vita della coltura (11 anni). Per le colture poliennali si è fatto inoltre riferimento ad una produzione media annua, calcolata considerando la produttività ottenuta dal primo taglio (dati primari), nel biennio 2009-2010, e la produttività media per gli anni successivi al primo, ottenuta considerando le curve previsionali di produttività basate sui dati storici in possesso del Dipartimento di scienze e tecnologie per l'Agricoltura, le Foreste, la Natura e l'Energia

dell'Università della Tuscia e dall'Unità di Ricerca per le Produzioni Legnose Fuori Foresta del Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura.

Tabella 18: Caratteristiche della biomassa studiata

Appezamenti	PCI (MJ kg⁻¹)	Produzione (kg ha⁻¹)	Output energetico (GJ ha⁻¹)
Colza Migliore	26,8*	2400	64,32
Colza Peggior	26,8*	1220	32,70
Canna Migliore	16,0**	41900	670,40
Canna Peggior	16,0**	27200	435,20
Pioppo Migliore	18,5***	16400	303,40
Pioppo Peggior	18,5***	4800	88,80

* Il contenuto energetico del seme di colza è stato calcolato considerando un contenuto in olio del 34% e di pannello del 63%. Questi valori sono stati moltiplicati per i rispettivi poteri calorifici inferiori (PCI) e poi sommati. Il PCI dell'olio di colza risulta uguale a 37,4 MJ/kg (AAVV, 2007) e del pannello di 21,2 MJ/kg (Fonte AIEL, 2009a). (0,34 kg *37,4 MJ) + (0,63 kg *21,2 MJ).

** Fonte: ENAMA, (2010)

*** Fonte: AIEL, (2009a)

Emissioni causate dall'impiego dei mezzi agricoli

Per i trattori è stata calcolata la quota parte degli stessi riferita ad 1 ha di terreno da imputare alla singola fase agricola, poi inserita nelle varie fasi colturali con il processo "Tractor, production/CH//IU". Poiché nel software SimaPro tale processo considera un trattore di 3.000 kg con una vita utile di 7.000 ore, i dati sono stati modificati per tener conto della dotazione della specifica unità aziendale (ad esempio, un trattore dal peso di 5.200 kg con una vita utile di 8.000 ore). Il peso complessivo di ogni macchina è stato prima moltiplicato per il loro reale utilizzo e poi diviso per la vita utile della stessa (Monti et al., 2009). Anche per gli attrezzi agricoli si è seguito il medesimo procedimento.

Emissioni causate dai fertilizzanti azotati

Le emissioni causate dai fertilizzanti azotati distribuiti nel terreno (NH_3 e N_2O in aria e NO_3 in acqua) sono state stimate attraverso l'applicazione dei modelli proposti da Brentrup F. et. al. (2000) e da Nemecek T & Kagi T. (2007). I modelli hanno permesso di stimare le emissioni in aria di NH_3 prendendo in considerazione le differenti proprietà dei suoli europei e il differente rischio di volatilizzazione dell' NH_3 in funzione del tipo di fertilizzante utilizzato. Le emissioni di N_2O ($\text{kg N}_2\text{O}$) sono state calcolate sulla base dell'azoto disponibile nel terreno. E' stato considerato un fattore di conversione di 1,25% di N perso sottoforma di N_2O per kg di N disponibile. Nel caso dei fertilizzanti minerali è stata considerata una disponibilità di N del 100%. La quota di N volatilizzato sottoforma di ammoniaca è stato escluso dal calcolo e al tempo stesso è stata conteggiata la quota di N_2O che, a seguito del processo di nitrificazione (da NH_4^+ a NO_3^-), si genera dall'ammoniaca come sottoprodotto (fattore di conversione utilizzato del 2,5%). Nel conteggio è stato inoltre tenuto conto della quota di NO_3^- che, a seguito del processo di denitrificazione (da NH_4^+ a N_2), genera N_2O . Il fenomeno della perdita di azoto per lisciviazione è legata alla presenza di nitrati nella soluzione circolante. Al fine di calcolare la quota di azoto lisciviata, è stato considerato un valore di sicurezza pari al 6% (Addiscott, 2004) dell'azoto disponibile nel terreno.

Nel caso della canna comune non sono state considerate le perdite per lisciviazione perché, in accordo con altri studi (Tolbert et al., 1998; Pimental e Krummel, 1987) grazie alla copertura del terreno per un lungo periodo dell'anno, si può riscontrare una forte riduzione delle perdite per lisciviazione dei nitrati tale da poterle considerare trascurabili. Le emissioni in aria di NO_x sono state calcolate come il 21% delle perdite di N_2O (Nemecek T & Kagi T, 2007).

Nelle aziende che hanno utilizzato l'urea come fertilizzante è stata considerata un'emissione in atmosfera di CO_2 stimata sulla base del modello proposto dall'IPCC (IPCC, 2006) (tab. 19).

Tabella 19: Stima delle emissioni in aria e nel suolo dovute alle concimazioni azotate

Colture	u.m.	Emissione in acqua		Emissione in aria		
		NO ₃	N ₂ O	NO _x	NH ₃	CO ₂
Colza migliore	kg ha ⁻¹	3,06	1,31	0,28	10,05	72,2
Colza peggiore	kg ha ⁻¹	4,02	1,72	0,36	13,3	72,2
Canna migliore	kg ha ⁻¹	-	2,4	0,505	18,8	197
Canna peggiore	kg ha ⁻¹	-	1,6	0,336	12,5	131
Pioppo migliore	kg ha ⁻¹	3,81	1,64	0,34	12,54	118,85
Pioppo peggiore	kg ha ⁻¹	1,09	0,467	0,196	3,58	-

Emissioni causate dai fertilizzanti fosfatici

Il fosforo è un macroelemento importante per lo sviluppo delle piante e la sua applicazione nei terreni a seguito di fertilizzazioni viene essenzialmente fatta per reintegrare la quota parte asportata durante la raccolta dei prodotti agricoli. Anche se nel terreno risulta avere una scarsa mobilità, parte del fosforo può andare incontro a perdite in acqua superficiale e di falda, causando problemi eutrofizzazione. Nel presente studio sono stati distinti tre differenti emissioni in acqua causate dall'applicazione del fosforo:

- Emissione su acque superficiali a causa del ruscellamento;
- Emissioni su acque superficiali a causa dell'erosione di particelle di terreno contenenti fosforo;
- Emissioni su acque di falda a causa di lisciviazione.

Le emissioni per lisciviazione sono state stimate considerando un valore medio di 0,07 kg di fosforo ha⁻¹ a⁻¹ perse nelle acque di falda causate dal fenomeno del ruscellamento.

Le emissioni causate dal fenomeno del ruscellamento sono state calcolate attraverso la formula:

$$P_{ro} = P_{rol} * F_{ro} \quad (1)$$

Dove:

P_{ro} : quantità di fosforo perso per ruscellamento

P_{rol} : quantità media di fosforo perso per ruscellamento in terreni coltivati, uguale a $0,175 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

F_{ro} : fattore di conversione per la fertilizzazione fosfatica calcolato come:

$$1 + 0,2 / 80 * P_{2O_5 \min}$$

$P_{2O_5 \min}$ = quantità di P_2O_5 contenuto nel fertilizzante utilizzato ($\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$)

Le emissioni di fosforo in acque superficiali, causate dall'erosione di terreno agrario contenente fosforo, è stato calcolato come segue:

$$P_{er} = 10000 * S_{er} * P_{cs} * F_r * F_{erw} \quad (2)$$

Dove:

P_{er} = quantità di fosforo contenuto nel terreno agrario eroso annualmente, emesso in acque superficiali

S_{er} = quantità di suolo eroso. E' stato considerato un valore limite di $6000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ previsto dall'OECD (ISPRA, 2013).

P_{cs} = fosforo contenuto nella parte di suolo più superficiale (è stato utilizzato un valore medio di $0,00095 \text{ kg kg}^{-1}$)

F_r = fattore di incremento per il fosforo. Fattore che considera le particelle di suolo eroso più ricche di fosforo rispetto ad un suolo normale. E' stato considerato un fattore di 1,86.

F_{erw} = frazione di suolo eroso che raggiunge le acque superficiali. E' stato considerato un valore di 0,2.

Tutte le emissioni legate alla concimazione fosfatica sono state calcolate in accordo con Nemecek T & Kagi T (2007).

Emissioni causate dai pesticidi ed erbicidi

Nelle fasi di diserbo e dei trattamenti parassitari, sono stati considerati gli impatti relativi alle fasi produttive dei principi attivi contenuti nei diserbanti e nei pesticidi utilizzati in ogni azienda studiata. Si sono inoltre stimate e quantificate le frazioni di principio attivo diffuse nei principali comparti ambientali: aria, acqua (profonda e superficiale) e suolo, secondo il modello proposto da Hauschild (2000). La quantità di prodotto applicata (Q_0)

inizialmente si deposita sulla coltura (f_p), nel suolo (f_s), o viene trasportata dal vento fuori dal campo sottoforma di particelle o vapore (f_d) (fig. 14).

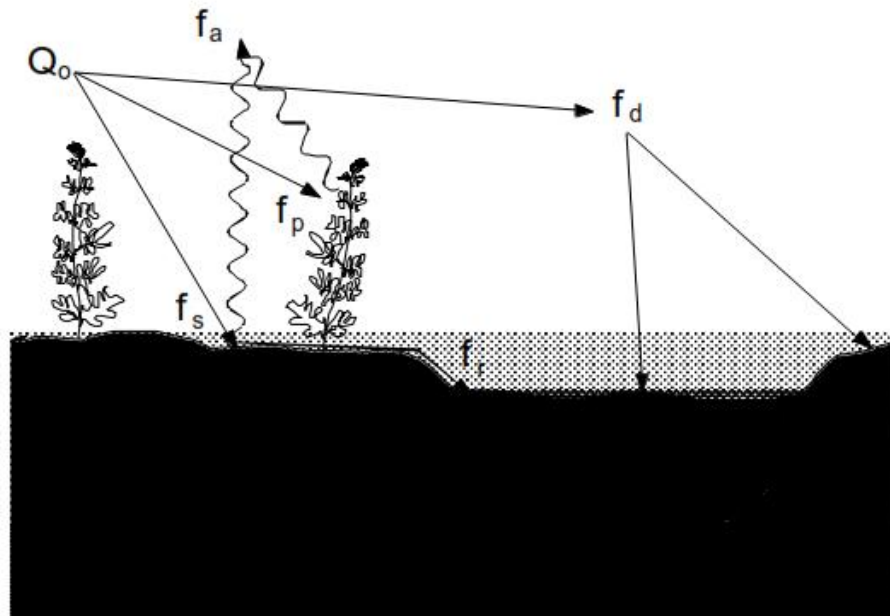


Figura 14: dispersione dei pesticidi e degli erbicidi applicati a colture di pieno campo.

A seconda delle caratteristiche del principio attivo utilizzato, una frazione di prodotto che ha raggiunto le piante o il suolo del campo può volatilizzare (f_a). Una frazione della parte depositata sul suolo può anche andare incontro al fenomeno del ruscellamento (f_r), una parte può invece lisciviare (f_l), quindi raggiungere le acque di falda (f_g) o le acque superficiali attraverso delle condutture drenanti (f_{dr}). Una volta determinato il fattore di ridistribuzione “f”, le emissioni nei differenti comparti ambientali sono stati calcolati attraverso le seguenti formule:

$$\text{Emissione in aria (particelle o vapore)} = Q_0 \cdot (f_a + f_d) \quad (3)$$

$$\text{Emissione in acqua} = Q_0 \cdot (f_{dr} + f_r) \quad (4)$$

$$\text{Emissione in acqua (particelle o vapore)} = Q_0 \cdot f_g \quad (5)$$

Le frazioni percentuali di questo hanno permesso di implementare la fase di inventario, e il successivo calcolo degli impatti ambientali potenziali generati da pesticidi ed erbicidi.

I principali impatti generati dai pesticidi ed erbicidi sono causa di tossicità per gli uomini e per gli ecosistemi, come conseguenza di un'esposizione sia diretta che indiretta degli stessi, attraverso la catena alimentare.

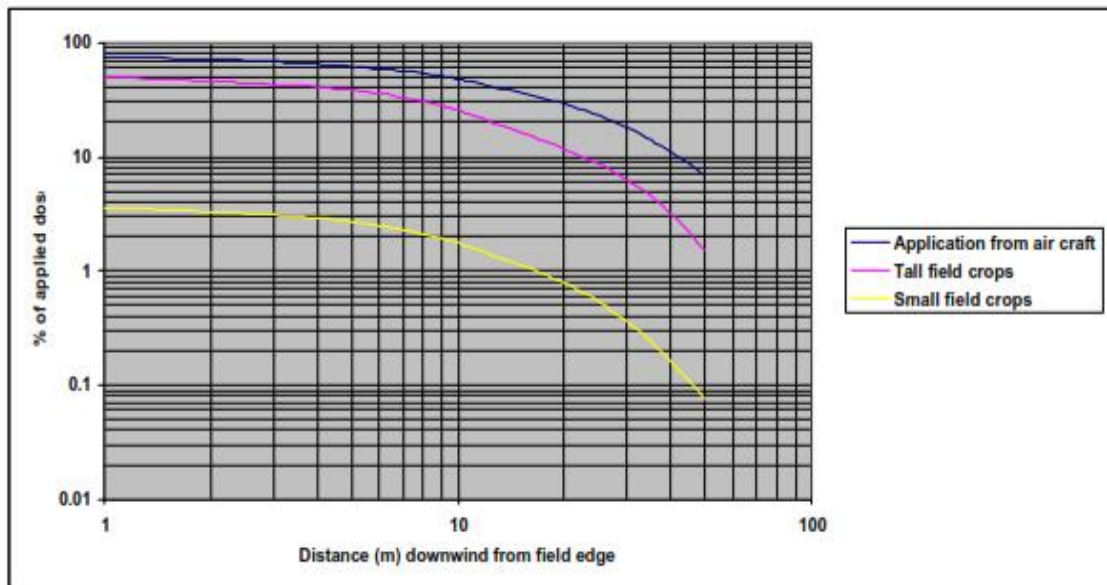


Figura 15: Le curve di deposizione mostrano la frazione di pesticida o erbicida che escono dai confini del sistema a causa dell'effetto deriva procurato dal vento, per tre differenti scenari di applicazione: coltura bassa (meno di 1 m), coltura alta (arbusti o alberi più alti di 1 m) e applicazione tramite aereo. Fonte: Hauschild (2000).

Analisi degli impatti (Life Cycle Impact Assessment)

Ai fini della valutazione degli impatti ambientali di 1 GJ di biomassa prodotta è stato utilizzato il metodo ReCiPe Mid/Endpoint, version 1.08 Dicembre 2012 (Institute of Environmental Sciences, Leiden University; Department of Environmental Science, Radboud Universiteit Nijmegen; Prè Consultants, Amersfoort, NL) che comprende due gruppi di categorie di impatto “midpoint level” e “endpoint level” (Goedkoop et. al, 2009).

Questo metodo è stato scelto perché rappresenta la congiunzione di due familiari metodi impiegati per l'LCIA: il metodo “midpoint oriented” CML 2002 e l'“endpoint-oriented” Eco-indicator 99.

Attraverso dei fattori di caratterizzazione, i dati dell'inventario vengono associati inizialmente a diciotto categorie di impatto a livello “midpoint”:

Climate change

La categoria d'impatto "*Climate change*" (CC) considera gli effetti causati dall'emissione in atmosfera dei gas serra, oltre alle attività umane, le quali influenzano la loro concentrazione atmosferica. Tali gas hanno la capacità di assorbire la radiazione infrarossa riflessa dalla terra (forzante radiativo), che viene modellato determinando la variazione della concentrazione della sostanza in esame e del conseguente assorbimento della radiazione infrarossa. Inoltre, viene, inoltre, considerato il tempo di residenza della sostanza. Per tale categoria d'impatto è stato sviluppato un modello, da parte dell'IPCC e riconosciuto a livello mondiale, il quale determina il forzante radiativo di ciascun gas serra, esprimendolo in termini di Global Warming Potentials (GWP).

Nello specifico il GWP viene impiegato per esprimere il contributo all'effetto serra, da parte di una data emissione gassosa in atmosfera, calcolandolo per uno specifico intervallo di tempo. Tutte le molecole fanno riferimento a quella di CO₂, il cui valore di GWP è stato assunto pari ad 1 (IPCC, 2007). Nella figura 16 si riporta il meccanismo ambientale considerato per la presente categoria d'impatto, nel quale si indica il livello midpoint raccomandato dall'ILCD Handbook¹ (JRC, 2010).

¹ Il progetto ILCD Handbook è una delle iniziative per la diffusione del Life Cycle Assessment a livello europeo. Risulta essere la Piattaforma Europea sulla Valutazione del Ciclo di Vita (European Platform on Life Cycle Assessment), un progetto coordinato e supportato dall'Istituto per l'Ambiente e la Sostenibilità (Institute for Environmental and Sustainability, IES), facente parte del Centro Comune di Ricerca, (Joint Research Center, JRC), in collaborazione con il Direttorato Generale Ambiente (Environmental Directorate General - DG). Tale progetto nasce nel 2005 principalmente allo scopo di migliorare la credibilità e il consenso degli studi basati sulla metodologia LCA, nonché di mettere a disposizione, degli interessati, dati di riferimento e metodi validi per la realizzazione degli studi di LCA e provvedere alla riduzione dei costi degli stessi.

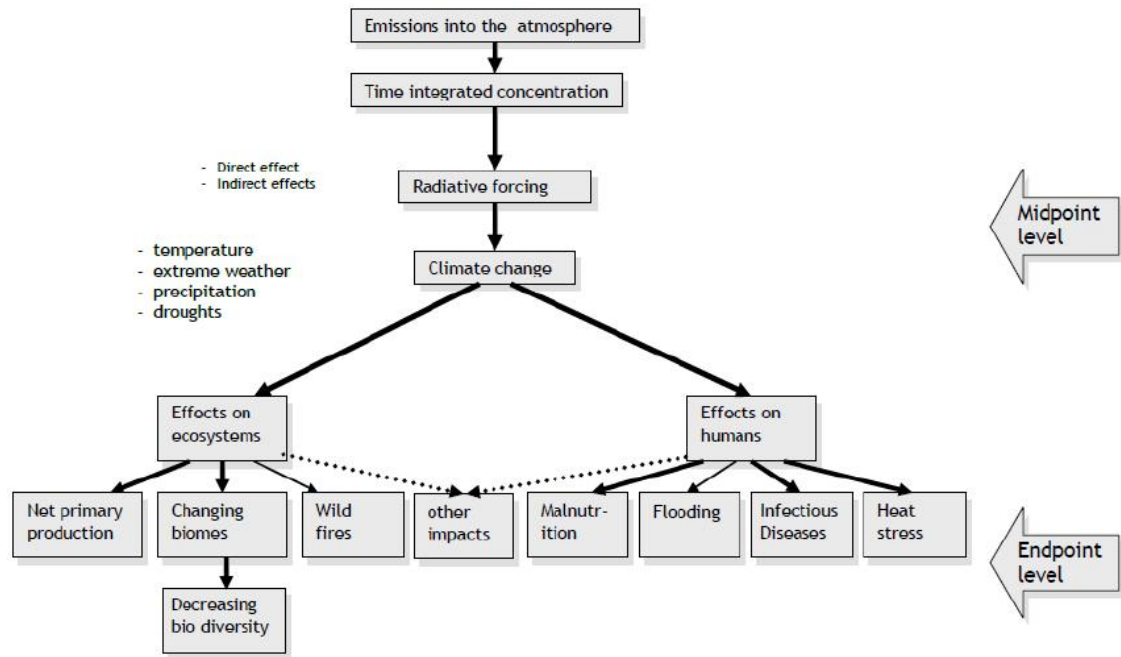


Figura 16: Meccanismo ambientale relativo alla categoria d’impatto “Climate change”, con indicazione dei livelli midpoint ed endpoint raccomandati dall’ILCD Handbook (fonte: JRC, 2010)

Si osserva che lo spessore delle frecce indica l’importanza del percorso, rispetto all’intero meccanismo.

Nella metodologia ReCiPe 2008, il modello impiegato per la valutazione midpoint risulta essere il GWP 100, IPCC Climate Change 2007, ovvero, sono utilizzati fattori di caratterizzazione midpoint appartenenti alla lista IPCC del 2007, calcolati considerando un orizzonte temporale pari a 100 anni.

Ozone depletion

La presente categoria d’impatto considera la riduzione dello strato di ozono (“Ozone depletion” - OD), la quale viene incrementata notevolmente da sostanze emesse dalle attività umane e persistenti nell’atmosfera.

L’ozono è un gas che viene continuamente creato e distrutto dalla luce solare e da reazioni chimiche nella stratosfera. Tale gas è fondamentale per la vita poiché impedisce alle radiazioni ultraviolette UV-B, dannose per la salute umana, per gli ecosistemi acquatici e per le piante appartenenti all’ecosistema terrestre, di raggiungere i livelli più bassi dell’atmosfera. Le sostanze responsabili della riduzione dello strato di ozono, dette ozone depletion substances (ODS), sono i clorofluorocarburi e gli alogeni, che

contengono elementi come cloro e bromo, i quali, grazie alla loro persistenza, riescono ad arrivare nella stratosfera e agiscono come catalizzatori in una serie di reazioni di degradazione dell'ozono, di seguito riportate.



Nella figura 17 è rappresentato il meccanismo ambientale considerato per la presente categoria d'impatto, nel quale si indica il livello midpoint raccomandato dall'ILCD Handbook (JRC, 2010).

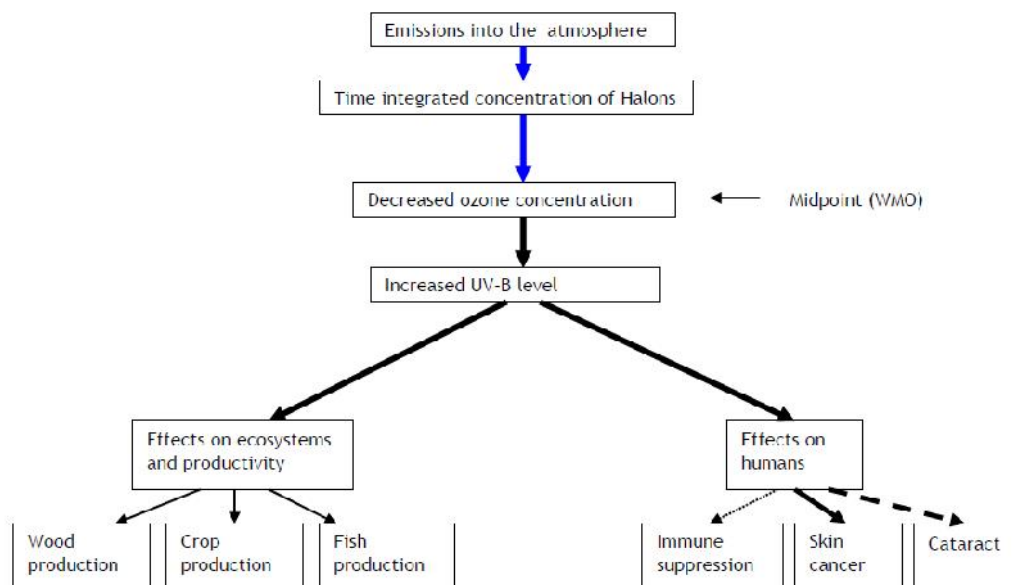


Figura 17: Meccanismo ambientale relativo alla categoria d'impatto "Ozone depletion", con indicazione del livello midpoint raccomandato dall'ILCD Handbook (fonte: JRC, 2010)

Per tale categoria, i metodi di valutazione degli impatti considerati, utilizzano gli Ozone Depletion Potential (ODP) come fattori di equivalenza, pubblicati dalla World Meteorological Organization (WMO), i quali includono: il tempo di residenza della

sostanza considerata, la formazione di Equivalent Effective Stratospheric Chlorine (EESC) e la risultante distruzione dello strato di ozono, il tutto utilizzando come sostanza di riferimento il CFC-11, ovvero il triclorofluorometano.

la metodologia Recipe 2008 denomina tale categoria “Ozone depletion” e ,come modello di valutazione midpoint utilizza il modello WMO 2003 (WMO, 2003).

Tale metodologia, classifica le sostanze ODS nel seguente modo:

- clorofluorocarburi (CFC);
- idroclorofluorocarburi (HCFCs) e idrobromofluorocarburi (HBFCs);
- halon (clorofluorocarburi bromurati);
- tetracloruro di carbonio (CCl₄);
- metilcloroformio (CH₃CCl₃);
- bromuro di metile (CH₃Br).

Acidification

Secondo quanto riportato nell’ILCD Handbook (JRC, 2010), la presente categoria considera gli impatti provocati dall’acidificazione generata dalle emissioni di gas, acidificanti, nell’atmosfera, i quali, andando a depositarsi nelle acque e nel suolo, determinano l’incremento della concentrazione di ioni idrogeno e quindi l’aumento dell’acidità. Le principali sostanze responsabili di tale impatto sono gli ossidi di azoto (NO_x), i diossidi di zolfo (SO₂) e l’ammoniaca (NH₃), la quale, però, contribuisce a tale impatto solo dopo il processo di nitrificazione del suolo. Nella figura 18 è rappresentato il meccanismo ambientale relativo alla presente categoria d’impatto.

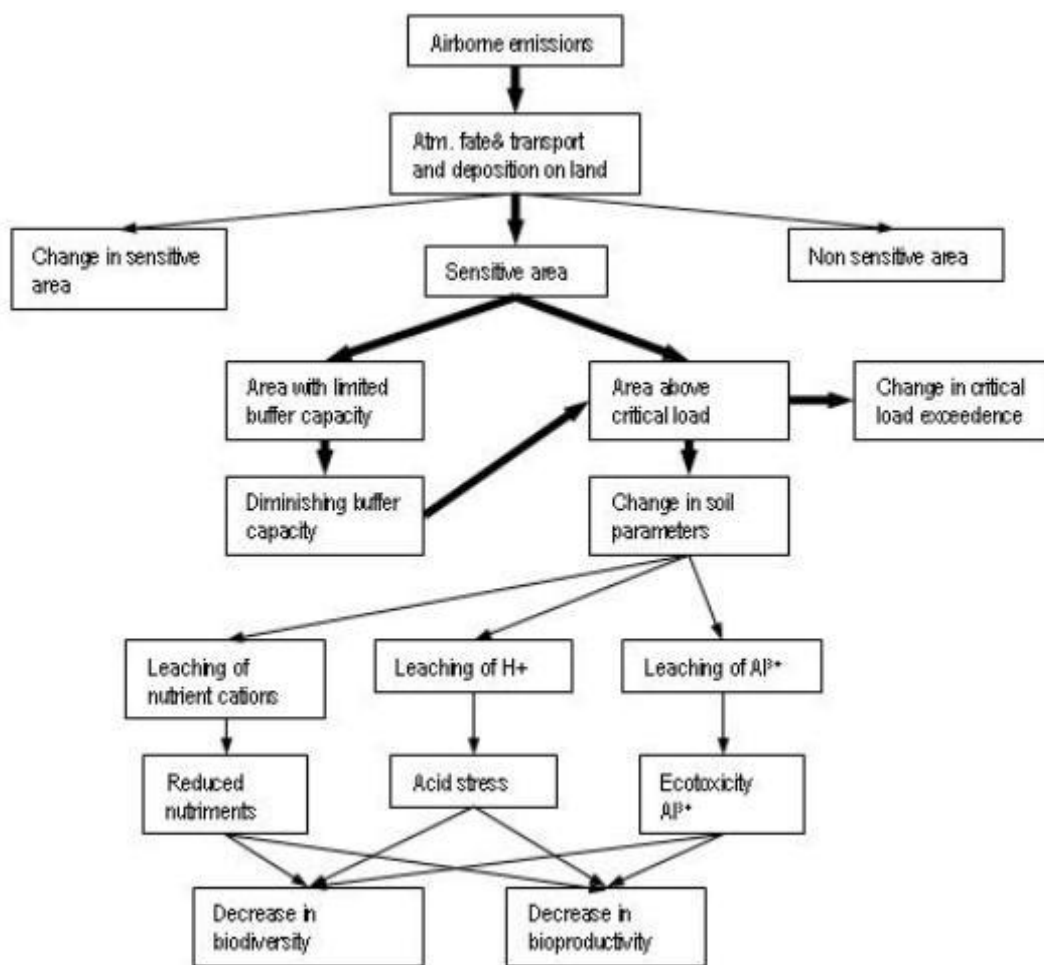


Figura 18: Meccanismo ambientale per la categoria d’impatto “Acidification” (fonte: JRC, 2010)

La metodologia ReCiPe 2008 considera un’unica categoria d’impatto, denominata “*Terrestrial acidification*” (TA). Come sostanza di riferimento utilizza l’anidride solforosa e prende in esame un orizzonte temporale pari a 500 anni. Il modello, a livello midpoint, consiste in una combinazione dei modelli di trasporto atmosferico europeo EUTREND (Van Jaarsveld, 1995) e di quello relativo al suolo europeo SMART 2.0² (Kros, 2002). Nello specifico, la variazione della deposizione acida, in Europa, viene ricavata in base al cambiamento delle emissioni in aria, mediante il modello EUTREND e, successivamente, mediante il modello SMART 2.0 si misurano le variazioni, derivate

² Modello SMART: calcola il pH e il livello dei nutrienti, espressi in termini di disponibilità di azoto e di acqua. Tale modello include il ciclo dell’azoto, i processi geochimici (quali agenti atmosferici e scambio cationico) e un semplice ciclo idrogeologico che comprende il trasporto dei soluti per infiltrazione. Questo modello determina i cambiamenti, nel suolo, del pH e della disponibilità di azoto nella zona radicale, su base annuale (Goedkoop M. e Spriensma R., 2001). I nutrienti derivano dalle emissioni in acqua di nitrati e composti azotati, espressi come azoto totale, nonché di fosfati e altre sostanze contenenti fosforo, espresse in termini di azoto totale. In particolare, il nutriente limitante per gli ecosistemi d’acqua dolce è il fosforo, mentre, in genere, per quelli marini, risulta essere l’azoto.

dai cambiamenti delle deposizioni acide, in BS (Base Saturation), indicatore usato per esprimere l'acidità.

Eutrophication

Secondo quanto riportato nell'ILCD Handbook (JRC, 2010), la presente categoria d'impatto considera gli impatti sugli ecosistemi acquatici e terrestri, derivanti dai macronutrienti azoto e fosforo, presenti in forme biodisponibili.

Relativamente all'eutrofizzazione terrestre, i composti dell'azoto sono quelli che la influenzano maggiormente. In particolare, si possono trovare nell'aria sottoforma di ossidi di azoto, generati dai processi di combustione, e nel suolo sottoforma di ammoniaca, provenienti dall'agricoltura. L'aumento del nutriente azoto ha l'effetto primario di cambiare la composizione delle specie vegetali, favorendo la crescita di quelle che si sviluppano più velocemente (in presenza di tali nutrienti) e l'effetto secondario di ripercuotersi sulle altre specie viventi dell'ecosistema.

Invece, per quanto concerne gli ecosistemi acquatici, l'aumento di nutrienti favorisce una crescita smisurata delle alghe e delle piante (dei fiumi e dei laghi), producendo, per fotosintesi clorofilliana, grandi quantità di ossigeno. Inoltre, la crescita eccessiva di tali alghe/piante determina problemi relativi alla filtrazione della luce solare, causando, quindi, un cambiamento nelle condizioni di vita dell'ecosistema acquatico (macrofiti e pesci) e l'esaurimento dell'ossigeno nel fondale di tale ecosistema nel quale si depositano e degradano le alghe morte.

Nella figura 19 sono rappresentati i meccanismi ambientali, per la categoria d'impatto eutrofizzazione, concernenti gli ecosistemi terrestri e acquatici.

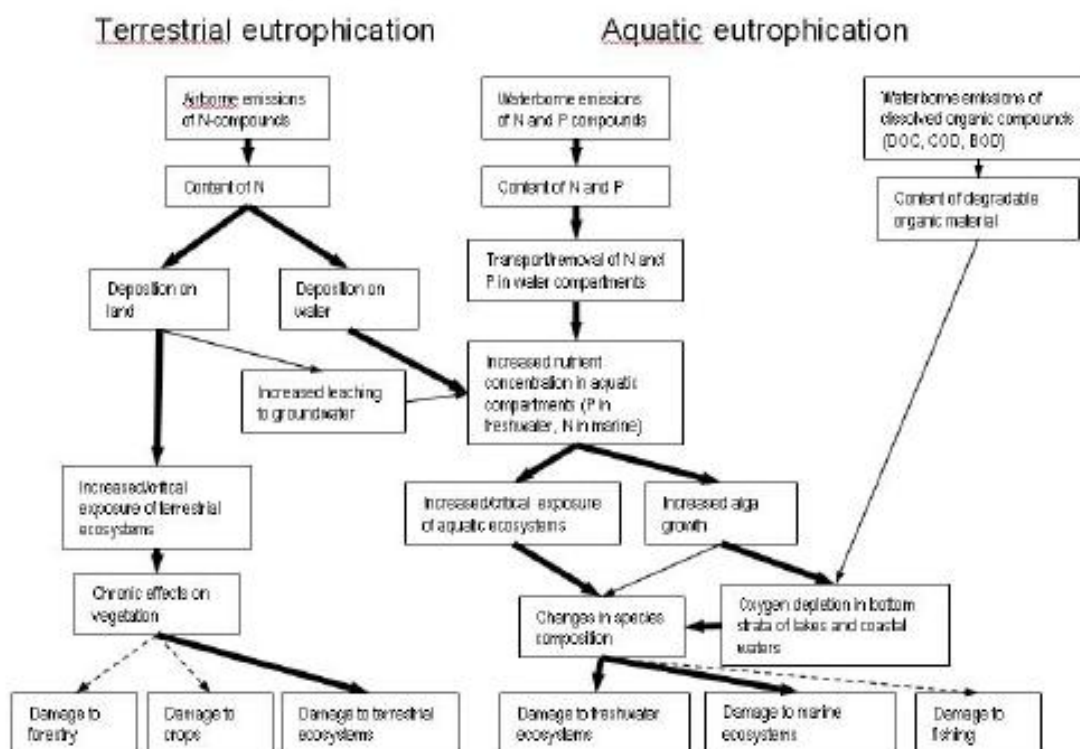


Figura 19: Meccanismo ambientale per la categoria d’impatto “Eutrophication” (fonte: JRC, 2010)

La metodologia ReCiPe 2008 considera separatamente l’eutrofizzazione marina, “*Marine eutrophication*” (ME), e l’eutrofizzazione relativa all’acqua dolce “*Freshwater eutrophication*” (FE). Tali categorie, utilizzano, rispettivamente, l’azoto e il fosforo, come sostanze di riferimento e le relative emissioni totali, come unità di misura.

Per la valutazione degli impatti, ReCiPe 2008 impiega due modelli: quello di trasporto atmosferico europeo EUTREND (Van Jaarsveld, 1995) per determinare la deposizione degli inquinanti sul suolo e sulle coste e il modello CARMEN (Cause effect Relation Model to support Environmental Negotiations), impiegato per il calcolo della variazione dei nutrienti nelle acque (Potting et al., 2005).

Human toxicity

La presente categoria d’impatto considera tutti gli effetti sulla salute umana, ad eccezione di quelli causati da alcune specifiche sostanze inorganiche, dalle radiazioni ionizzanti, dalla riduzione dello strato di ozono e dall’ossidazione fotochimica, in quanto considerati separatamente.

Nella figura 20 si riporta il meccanismo ambientale associato a tale categoria d'impatto.

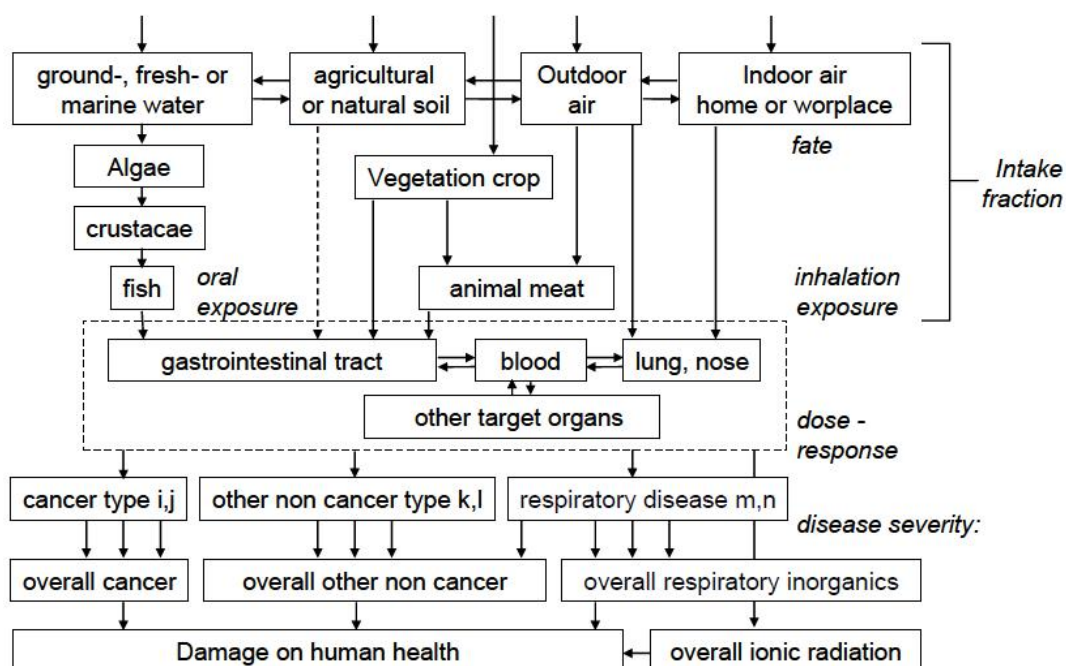


Figura 20: Meccanismo ambientale relativo alla categoria d'impatto "Human toxicity" (fonte: JRC, 2010).

Gli indicatori midpoint si basano sulla probabilità che si verifichi un effetto sulla salute umana associato all'emissione di una certa quantità di sostanza chimica.

ReCiPe 2008 considera solo la categoria "Human Toxicity" (HT), come sostanza di riferimento usa l'1,4-diclorobenzene (l'unità di misura è kg di 1,4-diclorobenzene nell'aria) e impiega i modelli USES-LCA 2.0, Uniform System for the Evaluation of Substances adattato agli studi LCA (Huijbregts et al., 2000), il quale considera gli inquinanti tossici, quali metalli e sostanze organiche e EUTREND (Van Jaarsveld, 1995; Van J. et al., 1997), relativo al trasporto atmosferico europeo per gli aerosol primari e secondari.

Photochemical oxidant formation

Secondo quanto riportato nell'ILCD Handbook (JRC, 2010), la presente categoria considera gli impatti sulla salute umana (malattie respiratorie) e sugli ecosistemi (danni alla vegetazione) causati dall'ozono creato per via fotochimica. La tossicità dell'ozono è dovuta alla sua natura reattiva che permette di ossidare con facilità le molecole organiche.

In particolare, gli impatti sulla salute umana sorgono quando l'ozono e altri composti reattivi, contenuti ossigeno, sono inalati e vengono a contatto con la superficie del tratto respiratorio, provocando danni ai tessuti e causando malattie respiratorie. Mentre gli impatti sulla vegetazione sorgono quando i composti reattivi attaccano la superficie delle piante o entrano negli stomi delle foglie. Nella figura 21 viene rappresentato il meccanismo ambientale relativo alla presente categoria d'impatto.

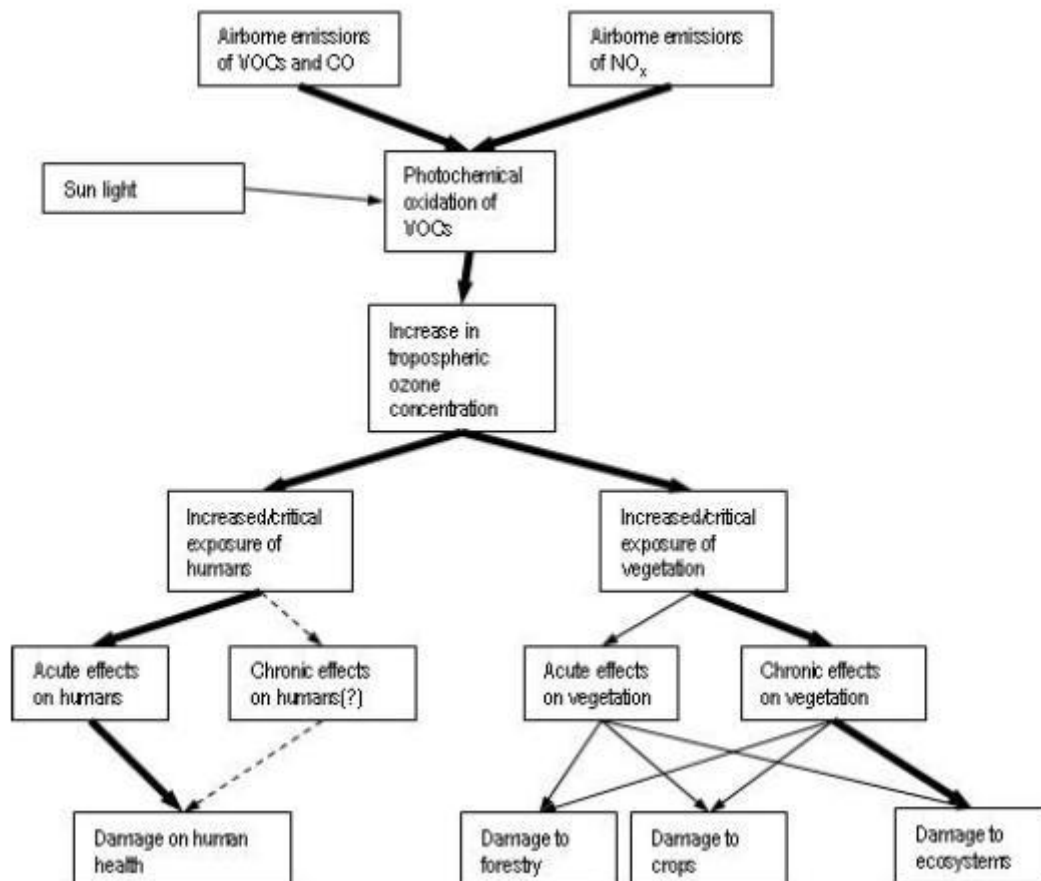


Figura 21: Meccanismo ambientale per la categoria d'impatto "Photochemical ozone formation" (fonte: JRC, 2010)

Il meccanismo con il quale si ha la formazione di ozono fotochimico è complesso e dipende dal tipo di Composto Organico Volatile (VOC) considerato. In particolare, i VOC o il CO reagiscono con il radicale $\text{OH}\cdot$, nella troposfera, formando radicale perossido ($\text{ROO}\cdot$), il quale ossida l' NO a NO_2 , che, per reazione con la luce solare, si decompone in NO e nel radicale ossigeno ($\text{O}\cdot$). si arriva quindi alla formazione dell'ozono fotochimico per reazione tra l'ossigeno molecolare (O_2) e il radicale ossigeno ($\text{O}\cdot$). Si osserva che devono essere forniti i modelli di caratterizzazione, sia i composti organici

volatili, sia gli ossidi di azoto, dal momento che sono necessari per la formazione dell'ozono fotochimico.

La metodologia ReCiPe 2008, per la quale tale categoria è detta “*Photochemical oxidant formation*” (POF) considera i composti organici volatili del non metano (NMVOC) come sostanza di riferimento e per il calcolo dei fattori midpoint (degli NMVOC e degli NOx) viene considerato il modello di trasporto atmosferico europeo LOTOS-EUROS (Schaap et al., 2008).

Ecotoxicity

Secondo quanto riportato nell'ILCD Handbook (JRC, 2010), la presente categoria d'impatto considera gli effetti tossici sugli ecosistemi. Nella figura 22 è rappresentato il meccanismo ambientale generalmente considerato per la presente categoria d'impatto.

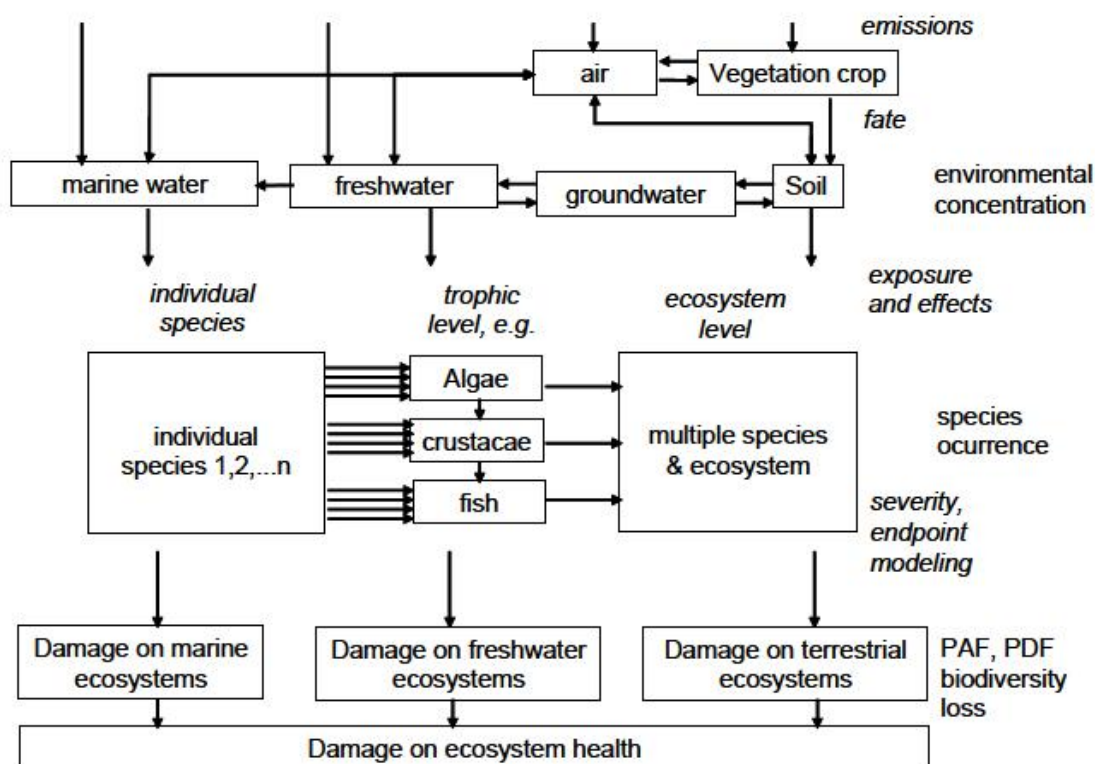


Figura 22: Meccanismo ambientale per la categoria d'impatto “Ecotoxicity” (fonte: JRC, 2010)

I modelli e i fattori relativi a tali effetti tossici si basano sul rischio relativo e sulle conseguenze associate alle sostanze chimiche che sono rilasciate nell'ambiente. In particolare, si basano su un modello che considera il destino di dette sostanze chimiche, sull'esposizione delle specie e sulle differenze nelle risposte tossicologiche (probabilità

degli effetti e gravità). Inoltre, si evidenzia che viene preso in considerazione solo il contributo associato alle emissioni a lungo termine, mentre quelle a breve termine vengono trascurate in quanto, in genere, non riguardanti gli studi LCA.

Invece nella metodologia ReCiPe 2008 sono presenti le categorie “*Terrestrial ecotoxicity*” (TET), “*Freshwater ecotoxicity*” (FET) e “*Marine ecotoxicity*” (MET), le quali considerano come sostanza di riferimento l’1,4 - diclorobenzene (l’unità di misura è kg 1,4-DCB nell’aria).

Per la valutazione a livello midpoint è utilizzato il modello USES-LCA 2.0, Uniform System for the Evaluation of Substances (Huijbregts et al., 2000), il quale esamina gli inquinanti tossici, quali metalli e sostanze organiche.

Ionising radiation

La presente categoria considera gli impatti sulla salute umana e sugli ecosistemi generati dalle radiazioni ionizzanti, le quali sono in grado di produrre, in modo diretto o indiretto, la ionizzazione degli atomi e delle molecole del mezzo attraversato. La ionizzazione è un processo mediante il quale gli atomi acquistano o perdono elettroni, diventando quindi elettricamente carichi³. Tali radiazioni provengono dai radionuclidi, i quali sono dei nuclei radioattivi di elementi chimici che, essendo instabili, si trasformano (decadono) in uno o più nuclei, generalmente più stabili, emettendo radiazione elettromagnetica, oppure particelle cariche di diversa energia, a seconda del tipo di nucleo⁴.

I radionuclidi possono essere presenti nell’aria e nell’acqua ed emessi durante il ciclo del combustibile nucleare, il quale prevede la preparazione di tale combustibile, il suo sfruttamento, il riprocessamento e il successivo immagazzinamento del combustibile usato. Inoltre, provengono dall’estrazione delle rocce fosfatiche, dei gas e del petrolio, nonché dal funzionamento di centrali energetiche a carbone (Goedkoop M. e Spriensma R., 2001). La modellazione del presente impatto viene fatta a partire dalla misurazione dei rilasci radioattivi nel punto di emissione, in Becquerel (Bq, dove 1Bq equivale ad un decadimento per secondo). Vengono poi effettuate le analisi “*fate*” e “*expousure*”.

Relativamente agli impatti sulla salute umana, il cui meccanismo ambientale è rappresentato in figura 23, si determina, prima il livello di radiazioni emesse tramite

³ http://ww.arpa.veneto.it/agenti_fisici/htm/radiazioni_ionizzanti.asp.

⁴ http://www.arpa.veneto.it/agenti_fisici/htm/sorgenti.asp

l'analisi fate e, successivamente, tramite l'analisi exposure, la dose che, effettivamente, un individuo assume, esprimendola in Sievert (Sv, dove $1\text{Sv} = 1\text{J}/1\text{kg}$ di peso corporeo).

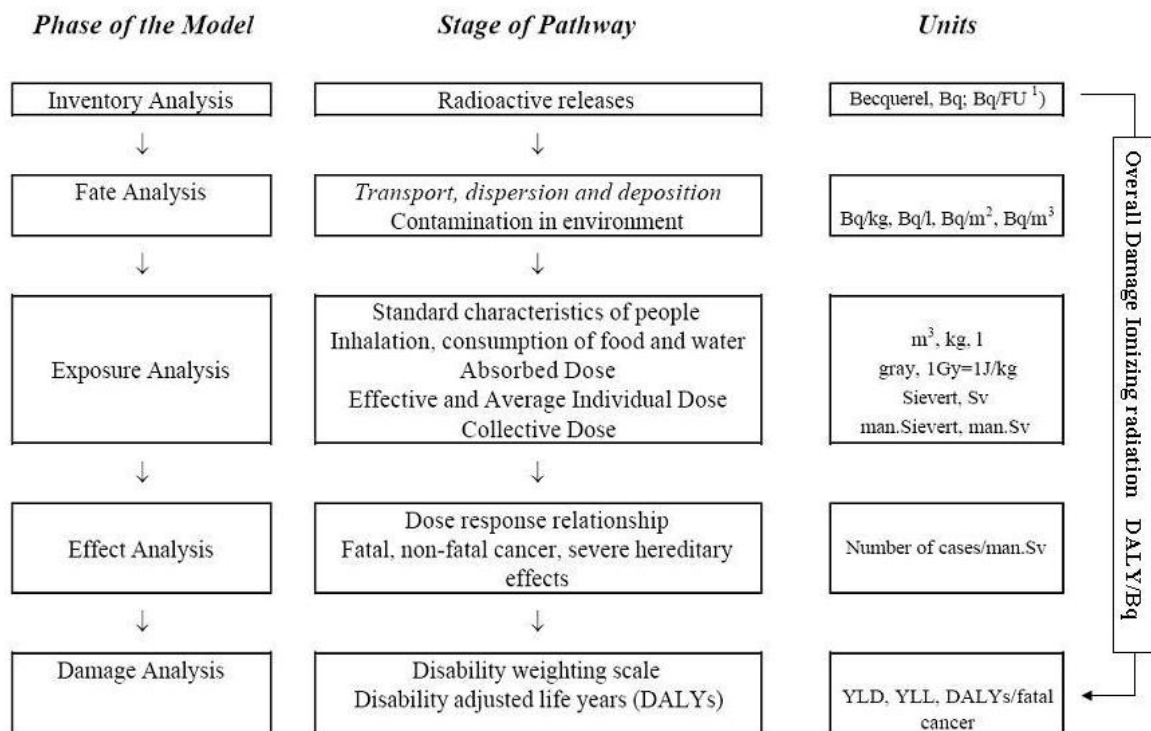


Figura 23: Meccanismo ambientale relativo alla salute umana per la categoria d'impatto "Ionising radiation" (fonte: JRC, 2010)

Si calcola, poi, la dose collettiva in Man-Sievert (Man-Sv), moltiplicando la dose rappresentativa media di un singolo individuo per il numero di persone colpite e, andando poi ad integrare, su uno specifico orizzonte temporale.

Invece, relativamente al calcolo degli impatti sugli ecosistemi, il cui meccanismo è rappresentato in figura 24, si considerano:

- la concentrazione di radiazioni pericolose per il 50% delle specie (HC50), le quali presentano un effetto pari al 50% (EC50);
- e il cambiamento della *Potentially Affected Fraction* (PAF).

Nella metodologia ReCiPe 2008, tale categoria d'impatto è denominata "Ionising Radiation" (IR), che utilizza come sostanza di riferimento l'Uranio 235. Per la valutazione a livello midpoint si fa riferimento alle emissioni e agli scarichi relativi ad una centrale nucleare francese, considerando un orizzonte temporale pari a 100 anni (Frischknecht et al 2000). Nello specifico sono considerati due modelli:

- il modello di dispersione gaussiano, per le sostanze con un tempo di vita breve;
- il modello di dispersione globale, per le sostanze con un tempo di vita lungo.

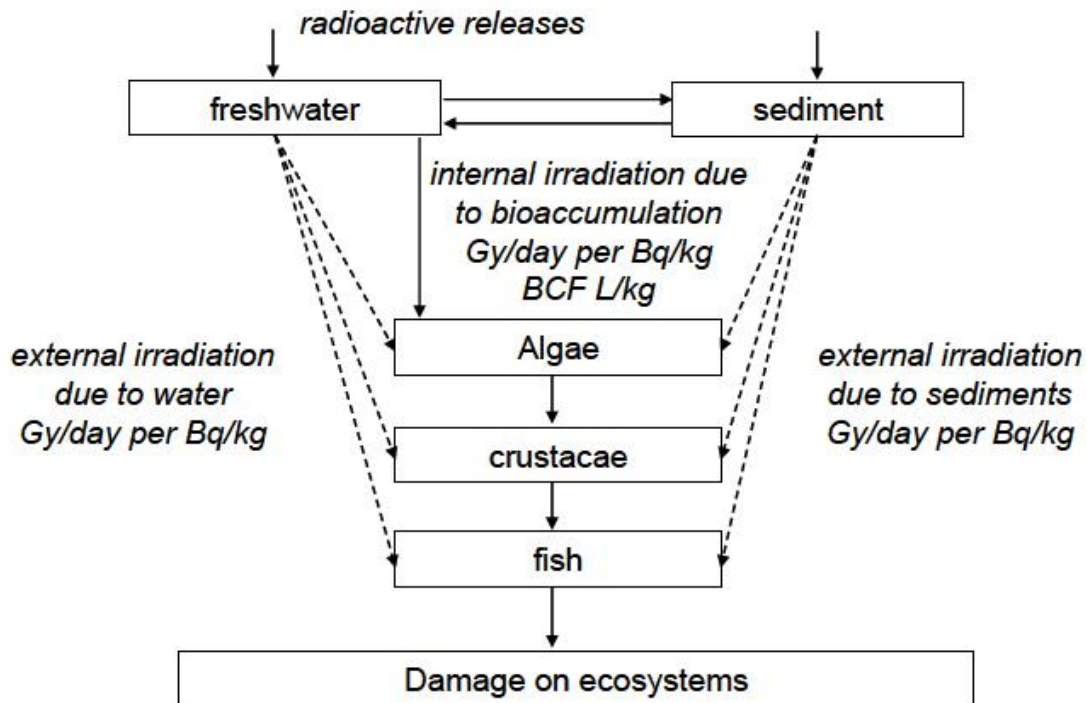


Figura 24: Meccanismo ambientale relativo agli ecosistemi per la categoria d'impatto (fonte: JRC, 2010).

Land use

Secondo quanto riportato nell'ILCD Handbook (JRC, 2010), la presente categoria d'impatto considera il danno agli ecosistemi, causato a seguito della trasformazione e dell'occupazione del suolo.

Con il termine “trasformazione” si intende la conversione del suolo da uno stato all'altro, mentre con il termine “occupazione” si intende che una determinata area viene mantenuta in un particolare stato per uno specifico periodo di tempo. Spesso la trasformazione è seguita dall'occupazione. Esempi di uso del suolo sono rappresentati dalla produzione agricola, dall'estrazione dei minerali e dagli insediamenti umani.

La metodologia ReCiPe 2008 considera le seguenti categorie d'impatto: “*Agricultural land occupation*” (ALO), “*Urban land occupation*” (ULO) e “*Natural land transformation*” (NLT). Come riferimento, per le prime due categorie considera i m² di

terreno coltivabile, mentre per la terza categoria considera solamente i m² di terreno. I fattori di caratterizzazione, a livello midpoint, sono ricavati dalla metodologia CML 2000 (Guinée et al., 2002), in relazione alle tre diverse categorie d'impatto. Nella figura 25 viene rappresentato il meccanismo ambientale generalmente considerato per la presente categoria d'impatto.

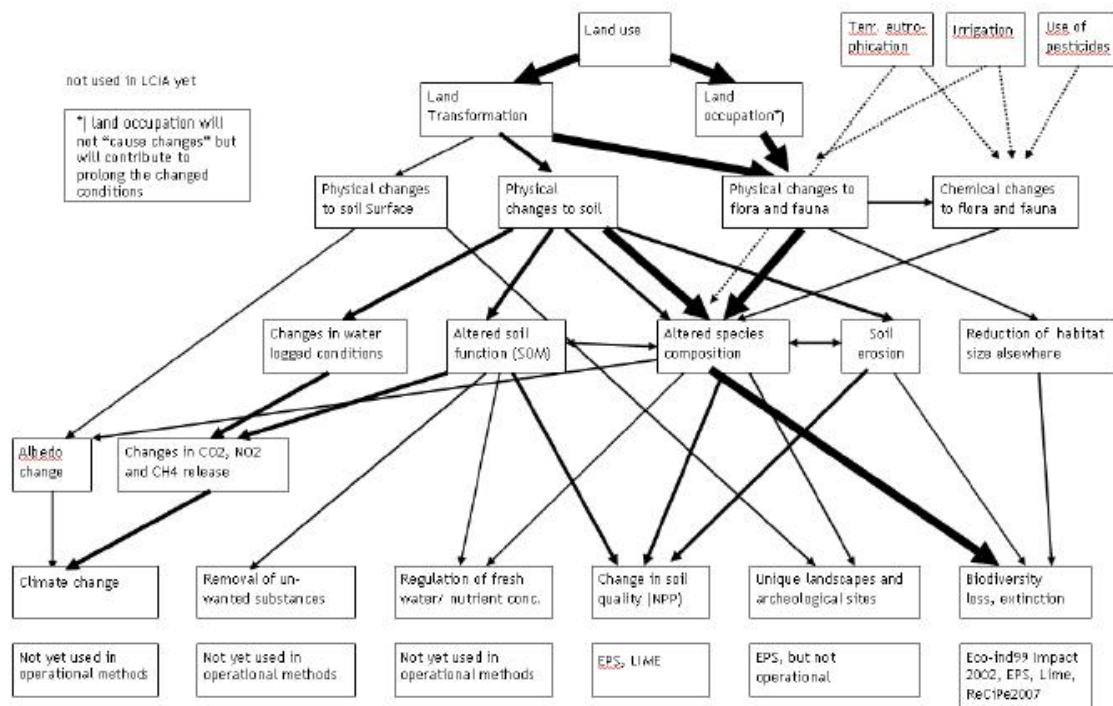


Figura 25: Meccanismo ambientale per la categoria d'impatto "Land use" (fonte: JRC, 2010)

Resource depletion

Secondo quanto riportato nel manuale ILCD (JRC, 2010) la presente categoria d'impatto esamina l'esaurimento delle risorse. In particolare, considera gli effetti relativi sia all'uso delle risorse rinnovabili (come acqua, vento e legno), sia di quelle non rinnovabili (quali minerali e combustibili fossili). Nonostante la categoria d'impatto "Resources depletion" sia spesso considerata negli studi LCA come singola categoria, essa non è in grado di riflettere tutte le questioni correlate all'esaurimento delle risorse. In particolare, si raccomanda trattare l'acqua separatamente, in quanto i problemi relativi all'uso di tale risorsa sono estremamente differenti rispetto alle altre risorse, come ad esempio i minerali. In generale, per determinare gli impatti correlati all'utilizzo di risorse rinnovabili possono essere utilizzati due diversi approcci, i quali sono entrambi basati

sulla quantità di risorsa utilizzata, che, nel primo caso, viene espressa in termini di peso, volume o exergia; mentre, per il secondo caso, viene considerata la velocità di rigenerazione.

Invece per quanto concerne gli effetti relativi all'estrazione delle risorse non rinnovabili, questi possono essere modellati facendo riferimento:

- all'energia o alla massa;
- all'exergia o all'entropia;
- alle future conseguenze determinate dall'estrazione;
- all'uso delle riserve.

La metodologia ReCiPe 2008 considera le seguenti categorie d'impatto: "*Fossil depletion*" (FD), "*Metal resource depletion*" (MRD), "*Water depletion*", le cui unità di misura sono, rispettivamente i kg di petrolio equivalenti, i kg di ferro equivalenti e i m³ di acqua consumata. Relativamente all'esaurimento delle risorse minerali, un'importante fonte di dati risulta essere il database US geological survey. Mentre i fattori di caratterizzazione utilizzati, a livello midpoint, per la categoria relativa all'esaurimento dei combustibili fossili sono calcolati come rapporto tra il contenuto di energia (CED) relativo alla sostanza considerata e quello relativo alla sostanza di riferimento. I fattori utilizzati fanno riferimento alla banca dati Ecoinvent (Frischknecht et al., 2007)

Nella figura 26 si riporta il meccanismo ambientale relativo all'esaurimento delle risorse.

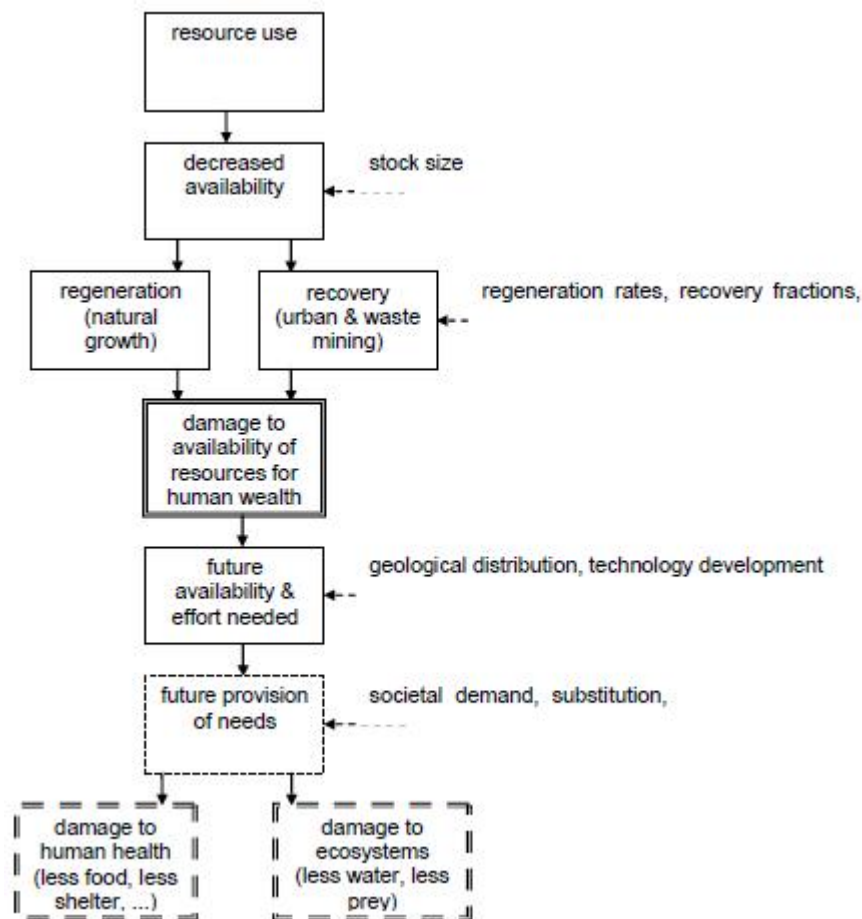


Figura 26: Meccanismo ambientale per la categoria d’impatto “Resource depletion” (fonte: JRC, 2010)

Particulate matter / Respiratory inorganics

In accordo con quanto riportato nell’ILCD Handbook (JRC, 2010), la presente categoria considera l’impatto sulla salute umana, generato dalle polveri sottili (*Particulate Matter - PM*), per le quali esistono due tipologie di emissioni: quelle primarie (*primary PM*) e quelle secondarie (*secondary PM*). In particolare, le emissioni secondarie derivano dalle emissioni di SO₂ e di NO_x, le quali creano degli aerosol di solfati e di nitrati.

Le polveri sottili possono essere misurate in diversi modi, quali:

- polveri sospese totali (total suspended particulates - TSP);
- polveri con diametro inferiore ai 10 micron (PM₁₀);
- polveri con diametro inferiore ai 2.5 micron (PM_{2.5});
- polveri con diametro inferiore a 0.1 micron (PM_{0.1}).

Si osserva che gli inquinanti possono essere sostanze chimiche singole (come la CO) o un gruppo di agenti (come ad esempio PM_{2.5}).

Nella metodologia ReCiPe 2008, tale categoria è denominata “*Particulate matter formation*” (PMF), la sostanza utilizzata come riferimento è rappresentata dalle polveri con un diametro inferiore ai 10 micron (PM₁₀) e come modello midpoint viene impiegato il modello di trasporto atmosferico europeo EUTREND (Van Jaarsveld, 1995; Van J. et al., 1997), il quale è utilizzato per il calcolo della frazione di PM₁₀ a partire da SO₄²⁻, NH₄⁺, NO₃⁻ e per determinare la frazione relativa all’aerosol di PM₁₀ associato alle emissioni di SO₂, NH₃, NO_x e PM₁₀ (Gooedkoop et al., 2009).

Il meccanismo ambientale generalmente considerato per la presente categoria d’impatto è rappresentato in figura 27.

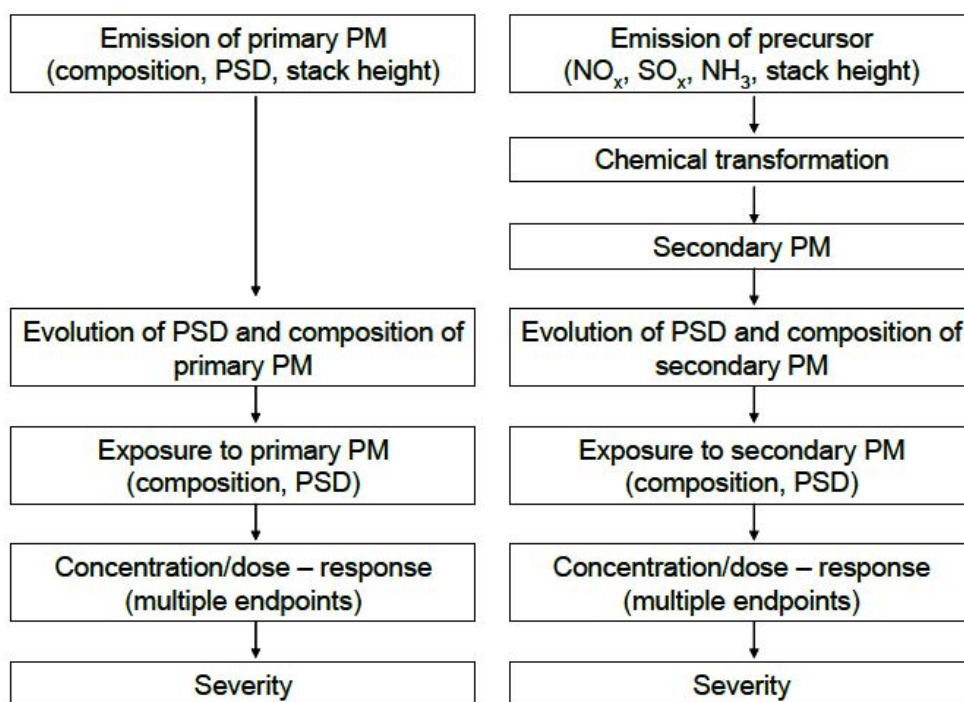


Figura 27: Meccanismo ambientale relativo alla categoria d’impatto “Particulate matter / Respiratory inorganics” (fonte: JRC, 2010)

Livello endpoint: le categorie di danno

Queste categorie vengono quindi ulteriormente convertite ed aggregate, attraverso dei fattori di pesatura (fig. 28) , in tre categorie di danno principali, a livello endpoint (fig. 29):

1. Danni alla salute umana (damage to human health) (HH): che racchiude l'impatto del cambiamento climatico sulla salute umana, l'assottigliamento dello strato d'ozono, la tossicità umana, la formazione di ossidanti fotochimici, la formazione di particolato e le radiazioni ionizzanti;
2. Danno all'ecosistema (damage to ecosystem diversity) (ED): che comprende l'impatto del cambiamento climatico sugli Ecosistemi, l'acidificazione terrestre, l'eutrofizzazione di acqua dolce, l'ecotossicità terrestre, l'ecotossicità in acqua dolce, l'ecotossicità marina, l'occupazione di suolo agricolo, l'occupazione di suolo urbano, la trasformazione di suolo naturale;
3. Danno alle risorse disponibili (damage to resource availability) (RA): l'esaurimento dei metalli e l'esaurimento delle risorse fossili.

Mentre gli indicatori a livello di midpoint sono alquanto specifici in relazione agli impatti che rappresentano, gli indicatori a livello di endpoint sono di carattere più generico e vanno a rappresentare dei danni stimati dal calcolo degli impatti a livello di midpoint. Inoltre se l'approccio midpoint per la valutazione degli impatti presenta dei calcoli soggetti ad un livello di incertezza relativamente basso, per l'approccio a livello di endpoint i calcoli dei danni sono soggetti ad un grado di incertezza maggiore.

Come anche gli stessi ideatori del modello affermano, la fonte di incertezza nella fase di caratterizzazione è causata dalle attuali incomplete conoscenze dei meccanismi ambientali coinvolti nei cambiamenti climatici, l'acidificazione ecc.

Midpoint impact category		Endpoint impact category*		
abbr.	Unit	HH (DALY)	ED (species.yr)	RC (\$)
CC	kg (CO ₂ to air) ^{II}	1.19×10 ⁻⁰⁶ (I) 1.40×10 ⁻⁰⁶ (H) 3.51×10 ⁻⁰⁶ (E)	8.73×10 ⁻⁶ (I+II) 18.8×10 ⁻⁶ (E)	0
OD	kg (CFC-11 to air)	See below	0	0
TA	kg (SO ₂ to air)	0	1.52×10 ⁻⁹ (I) 5.8 ×10 ⁻⁹ (H) 14.2×10 ⁻⁹ (E)	0
FE	kg (P to freshwater)	0	4.44×10 ⁻⁸	0
MF	kg (N to freshwater)	0	0	0
HT	kg (14DCB to urban air)	7.0×10 ⁻⁷ (I, H, E)	0	0
POF	kg (NMVOC to urban air)	3.9×10 ⁻⁸	0	0
PMF	kg (PM ₁₀ to air)	2.6×10 ⁻⁴	0	0
TET	kg (1,4-DCB to ind. soil)	0	1.51×10 ⁻⁷ (I, H, E)	0
FET	kg (1,4-DCB to freshwater)	0	8.61×10 ⁻¹⁰ (I, H, E)	0
MET	kg (1,4-DCB to marine water)	0	1.76×10 ⁻¹⁰ (I, H, E)	0
IR	kg (U235 to air)	1.64E-08	0	0
ALO	m ² ×yr (agricultural land)	0	—	0
ULO	m ² ×yr (urban land)	0	—	0
NLT	m ² (natural land)	0	—	0
WD	m ³ (water)	0	0	NA
MD	kg (Fe)	0	0	0.0715
FD	kg (oil)	0	0	0.052 (I) 0.165 (H+E)

Figura 28: Connessione quantitativa tra le categorie midpoint e endpoint. Per convertire un indicatore midpoint, per esempio CC (in kg) in uno endpoint, per esempio HH (in anni), si dovrà moltiplicare per 1,19x10-6 anni/kg (Fonte: Goedkoop, 2009)

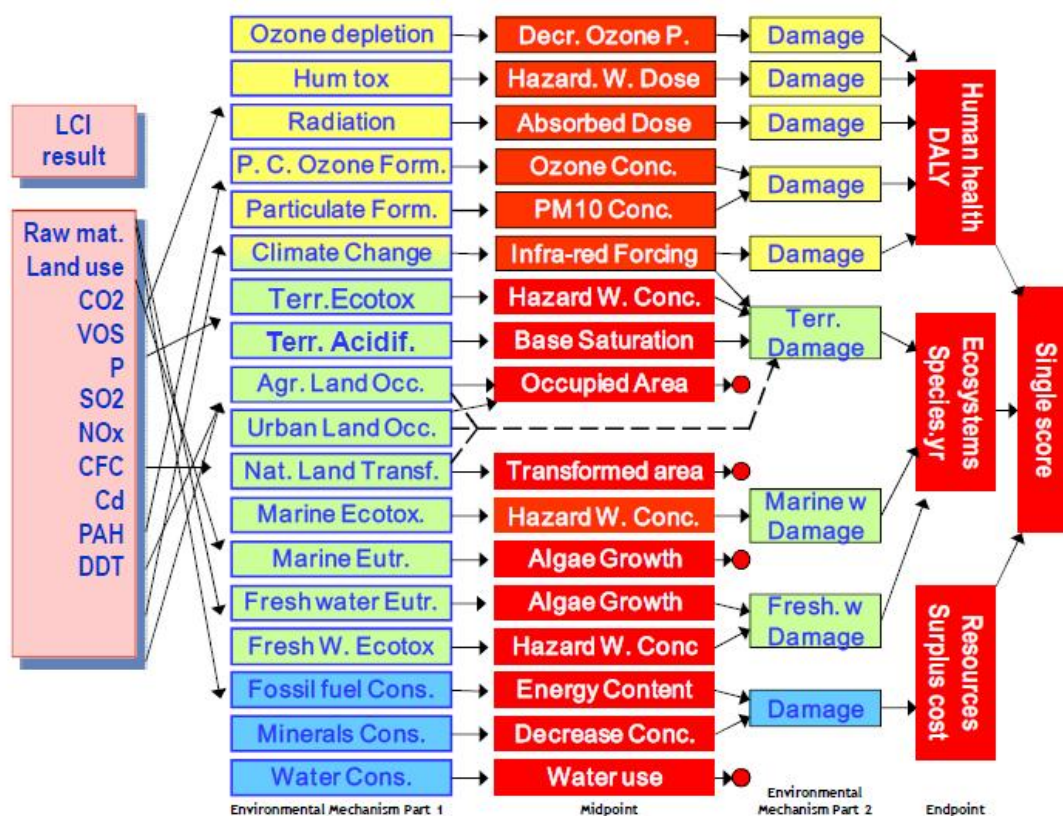


Figura 29: Relazione esistente tra i dati di inventario - LCI (a sinistra), i fattori midpoint (nel mezzo) e i fattori endpoint (a destra) in ReCiPe 2008 (Fonte: Goedkoop, 2009)

Per cercare di limitare l'incertezza, in ReCiPe 2008 (come anche per Eco-indicator 99), è possibile scegliere tra differenti scenari possibili o prospettive culturali. Queste prospettive rappresentano un insieme di scelte su questioni come le prospettive temporali, le aspettative di una corretta gestione o i danni futuri evitati grazie al progredire dello sviluppo tecnologico. Gli scenari possibili si possono suddividere in:

- Individualista (I): basata su un orizzonte temporale di breve termine e su impatti ambientali certi;
- Gerarchico (H): modello consensuale, basato su un orizzonte temporale a lungo termine. Le sostanze dannose sono incluse solo se i loro effetti sono valutabili e nel caso in cui si adotti un comportamento corretto, i danni possono essere considerati evitabili. Inoltre, si ritiene che i combustibili fossili non siano facilmente sostituibili. Questa è la prospettiva maggiormente accettata ed è quella che viene utilizzata di default dal metodo;
- Egalitario (E): è la più cautelativa dal momento che considera un orizzonte temporale a lunghissimo termine e anche gli impatti ambientali che non sono stati totalmente dimostrati, ma per i quali esistono solo degli indizi. In questo caso si considera che i combustibili fossili non possano mai essere sostituiti.

Nel presente studio è stato utilizzato il metodo Recipe 2008 endpoint H/A considerando dei fattori di pesatura riferiti ai valori medi della prospettiva gerarchica (H) e con dei valori di normalizzazione europei.

RISULTATI E DISCUSSIONI

Lo scopo principale di questa analisi è confrontare l'impatto ambientale derivante dalla coltivazione di tre colture a destinazione energetica per poter determinare quale genera il minor carico ambientale, in un areale di coltivazione italiano, precedentemente coltivato a barbabietola da zucchero.

L'analisi degli impatti ha consentito di individuare i processi con maggiore impatto nell'ambito dei sei appezzamenti considerati. Le analisi si sono svolte prima nell'ambito della medesima specie, verificando l'azienda che ha adottato i sistemi colturali più performanti da un punto di vista ambientale. Successivamente si è proceduto al confronto delle performance ambientali tra colture energetiche diverse.

Per tutte le colture, l'analisi statistica ha permesso di individuare due aziende caratterizzanti l'intero campione: una denominata "migliore" (M) dal punto di vista tecnico, avendo impiegato quantitativamente una più limitata quota di input o avendo ottenuto un output maggiore, e una denominata "peggiore" (P), avendo al contrario utilizzato una quantità di input superiori o un output inferiore in termini di prodotto ottenuto.

Queste due realtà sono state messe a confronto al fine di determinare l'azienda, e quindi le tecniche agronomiche più sostenibili da un punto di vista ambientale, tra tutte le unità campionarie.

Analisi su base energia: Confronto tra aziende "P" e "M" della medesima coltura

Caratterizzazione

Per il confronto fra gli scenari considerati si procede alla "caratterizzazione" degli impatti, assegnando in ogni categoria valore 100 allo scenario più impattante, e valori proporzionalmente più bassi agli altri scenari considerati. Nell'ambito della medesima coltura, le aziende M, risultano avere, per tutte e tre le specie analizzate, delle performance ambientali più sostenibili rispetto a quelle aziende tecnicamente indicate come P.

Per tutte e tre le colture analizzate, la caratterizzazione non ha evidenziato dei picchi di impatto rilevanti. Sebbene le differenze tra le pratiche migliori e peggiori per GJ prodotto, risultano significative (figg. 30-32).

Nella colza il maggiore impatto che si può evidenziare risulta essere legato allo smog fotochimico (photochemical oxidant formation) e alla riduzione della fascia d'ozono. Nella canna e nel pioppo, sia pur quest'ultimo impatto risulti tra i più rilevanti, si può notare che i gli impatti più importanti per la canna siano legati ai sottoprocessi del ciclo di vita che inducono ad una occupazione del suolo naturale in antropizzato (Urban land occupation) causato soprattutto dalle infrastrutture che entrano nel processo produttivo, mentre nel caso del pioppo il maggiore impatto è rappresentato dall'acidificazione del suolo (terrestrial acidification) soprattutto causata dall'emissione di NH_3 , NO_x e SO_2 .

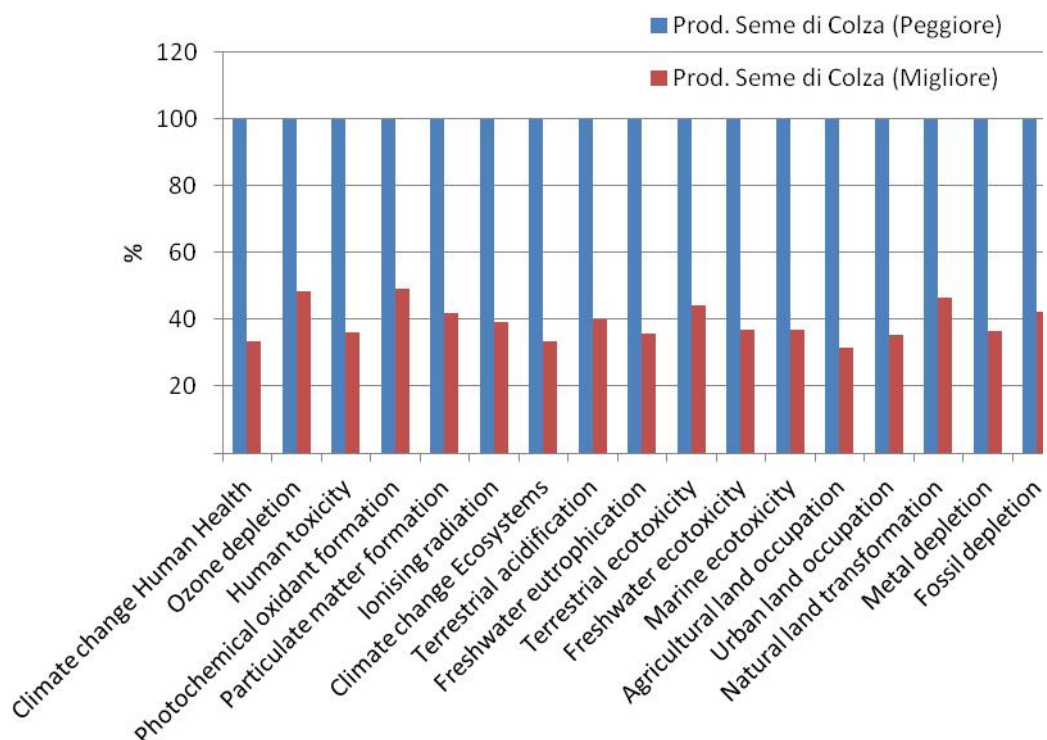


Figura 30: Caratterizzazione - Confronto di 1 GJ di Seme di Colza prodotto dall'azienda considerata tecnicamente "peggiore" con 1 GJ di Seme di Colza di dell'azienda considerata tecnicamente "migliore"; Metodo: ReCiPe Endpoint (H) V1.06 / Europe ReCiPe H/H

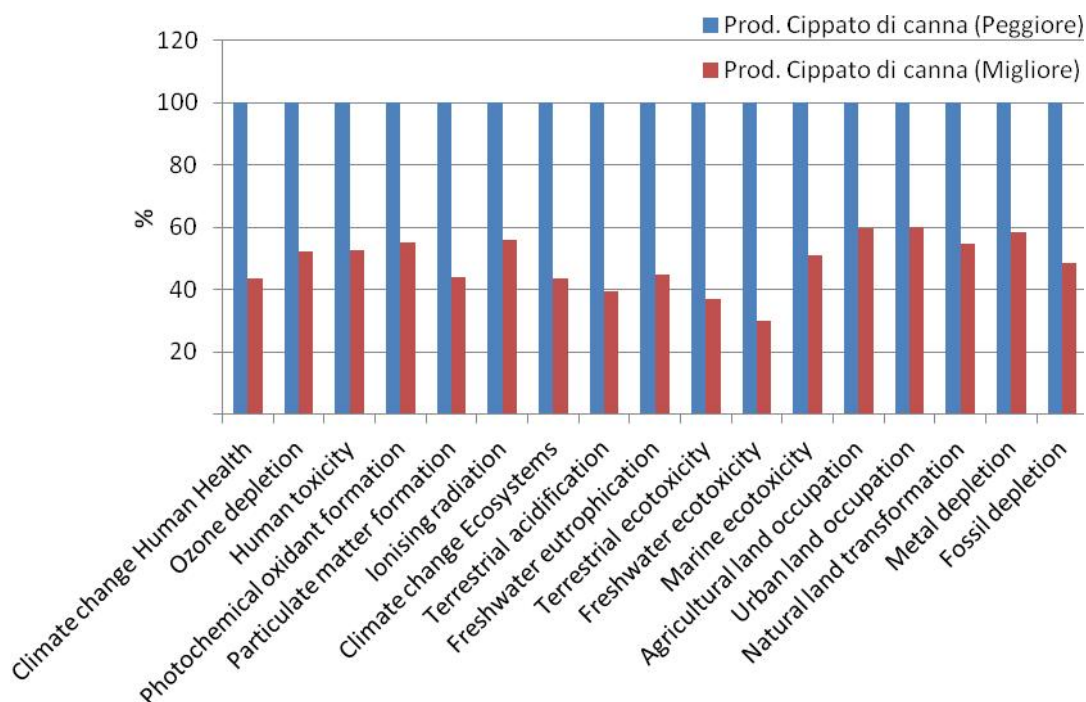


Figura 31: Caratterizzazione - Confronto di 1 GJ di cippato di canna prodotto dall'azienda considerata tecnicamente "peggiore" con 1 GJ di cippato di canna dell'azienda considerata tecnicamente "migliore"; Metodo: ReCiPe Endpoint (H) V1.06 / Europe ReCiPe H/H

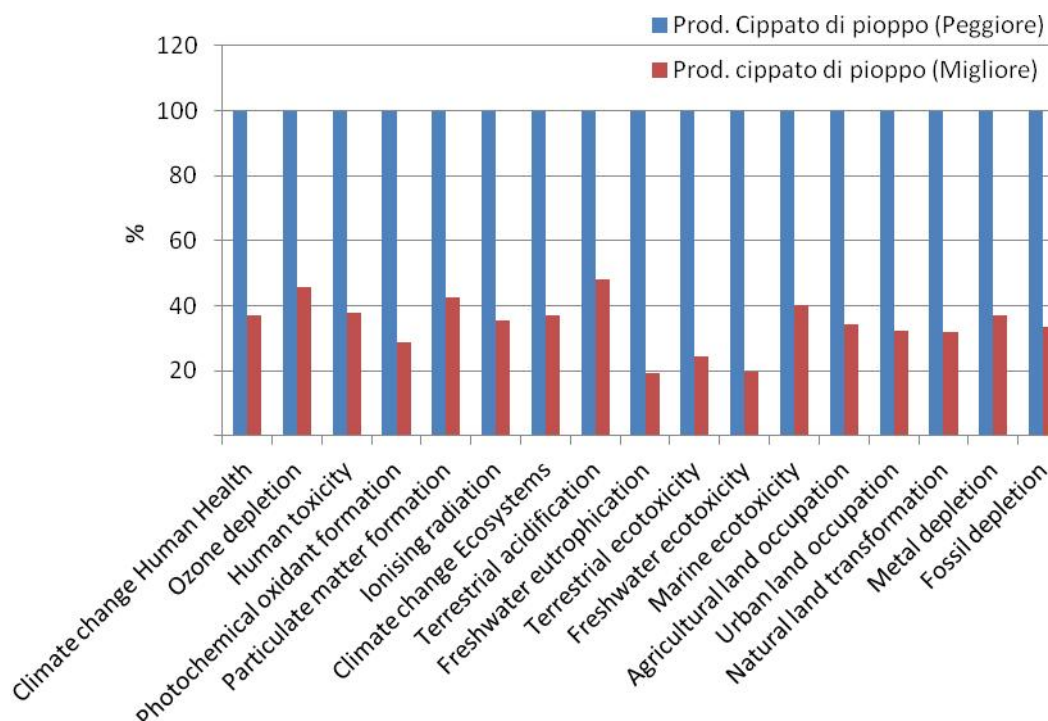


Figura 32: Caratterizzazione - Confronto di 1 GJ di cippato di pioppo prodotto dall'azienda considerata tecnicamente "peggiore" con 1 GJ di cippato di pioppo dell'azienda considerata tecnicamente "migliore"; Metodo: ReCiPe Endpoint (H) V1.06 / Europe ReCiPe H/H

Normalizzazione

Assumendo come entità geografica interessata l'Europa occidentale (EU-16), conoscendo il quantitativo totale delle emissioni annuali generate dall'attività umana in questo areale ed avendo a disposizione il numero di abitanti europei (331.536.800 abitanti, fonte: Eurostat 2012) si procede alla normalizzazione dei dati standardizzati (figg. 33-35).

Il grafico in figura 33 riporta l'impatto generato, a livello midpoint, nelle varie categorie in abitanti europei equivalenti; ad esempio la produzione di 1GJ di seme di colza M nella categoria “formazione di particolato” (Particulate matter formation) genera un carico ambientale mille volte inferiore rispetto a quello generato da abitante europeo in un anno (secondo maggiore impatto generato dalla coltivazione della colza).

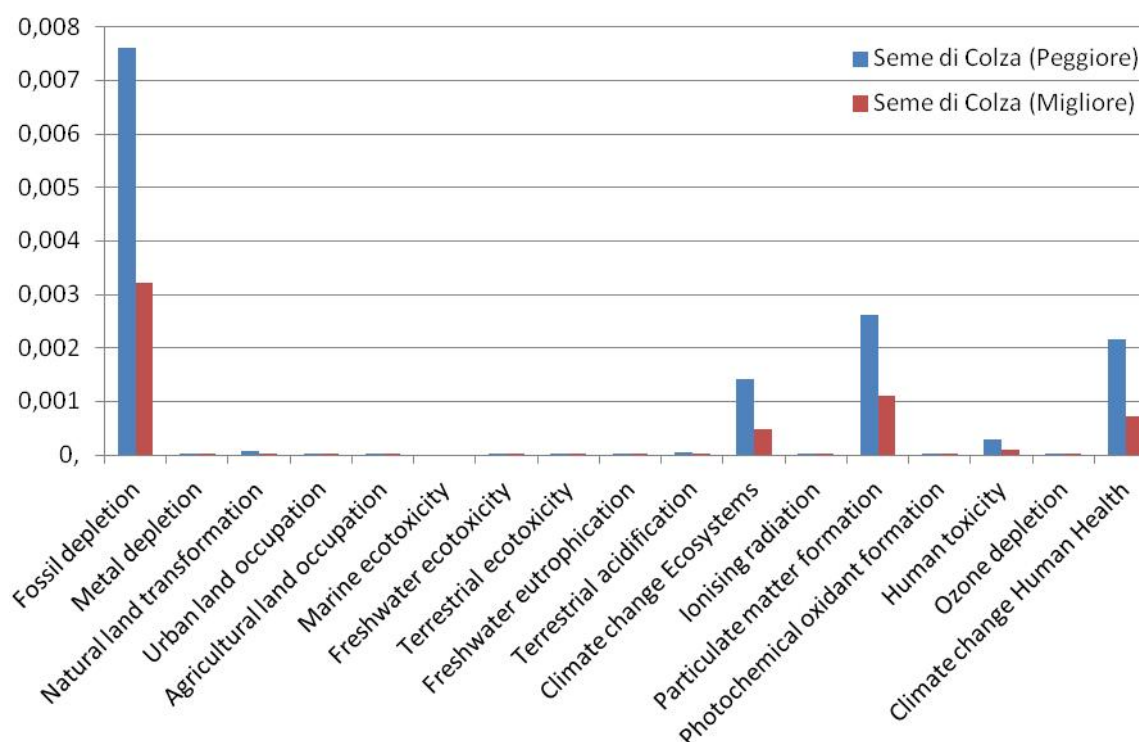


Figura 33: Normalizzazione - Livelli di impatto per singola categoria relativi alla fase agricola di produzione della colza. Valori espressi in abitante medio europeo equivalente sull'unità di energia (GJ). Confronto di 1 GJ di Seme di Colza prodotto dall'azienda considerata tecnicamente "peggiore" con 1 GJ di Seme di Colza di dell'azienda considerata tecnicamente "migliore"; Metodo: ReCiPe Endpoint (H) V1.06 / Europe ReCiPe H/H.

Da questo grafico emerge come la seconda categoria d'impatto maggiormente interessata dagli agro-ecosistemi risulti essere lo “sfruttamento delle risorse fossili” (Fossil depletion). Questo è dovuto al consumo di combustibili fossili per le operazioni

meccanizzate e alla forte richiesta di energia che si genera durante il processo produttivo dell'urea, aspetto che verrà in seguito ridiscusso.

Il medesimo risultato si può osservare anche per la fase agricola che interessa sia la produzione della canna comune che del pioppo (figg. 34 e 35).

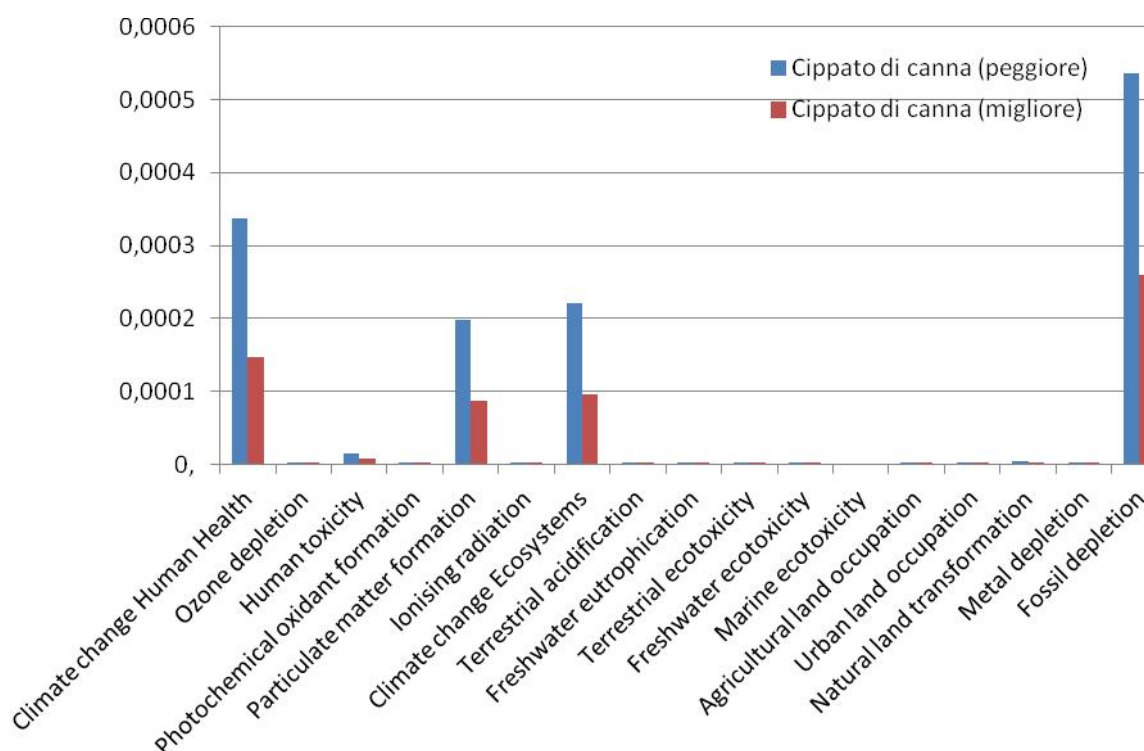


Figura 34: Normalizzazione - Livelli di impatto per singola categoria relativi alla fase agricola di produzione della canna comune. Valori espressi in abitante medio europeo equivalente sull'unità di energia (GJ). Confronto di 1 GJ di cippato di canna prodotto dall'azienda considerata tecnicamente "peggiore" con 1 GJ di cippato di canna di dell'azienda considerata tecnicamente "migliore"; Metodo: ReCiPe Endpoint (H) V1.06 / Europe ReCiPe H/H.

Si noti come la differenza relativa fra le diverse categorie d'impatto sia molto più ridotta rispetto ai dati standardizzati; le emissioni infatti non sono più valutate sulla base del loro valore assoluto, ma rapportate a quelle medie di un abitante europeo. L'impatto relativo alle emissioni di gas serra che influiscono sulla salute umana (Climate change human health) sia in modo diretto (innalzamento della temperatura, maggiore presenza di inquinanti e allergeni) che indiretto (malattie infettive, malnutrizione, rottura del tessuto economico-sociale) risulta essere il secondo impatto più elevato nelle poliennali (figg. 34 e 35).

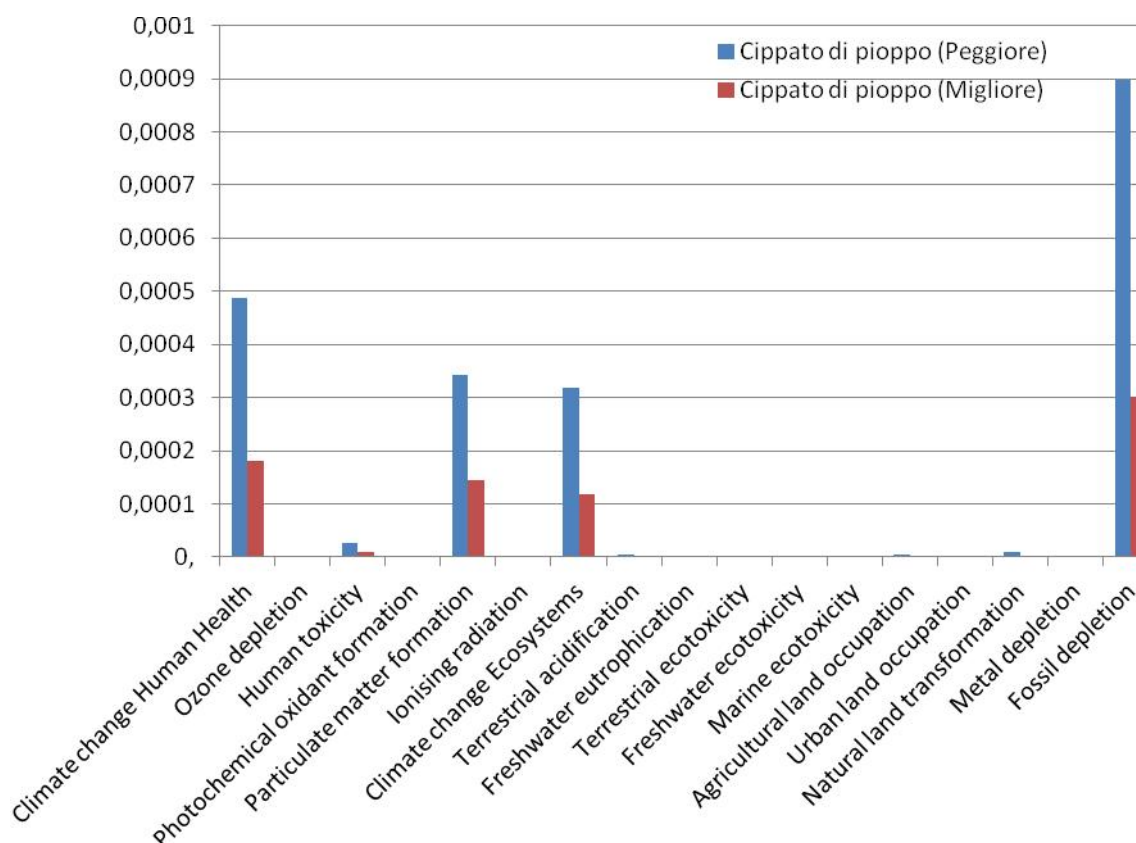


Figura 35: Normalizzazione - Livelli di impatto per singola categoria relativi alla fase agricola di produzione del pioppo. Valori espressi in abitante medio europeo equivalente sull'unità di energia (GJ). Confronto di 1 GJ di cippato di pioppo prodotto dall'azienda considerata tecnicamente "peggiore" con 1 GJ di cippato di pioppo di dell'azienda considerata tecnicamente "migliore"; Metodo: ReCiPe Endpoint (H) V1.06 / Europe ReCiPe H/H.

Punteggio singolo (Single score)

Utilizzando la metodologia Recipe 2008 è stato possibile aggregare tutte le emissioni in 3 macrocategorie e valutare l'impatto globale di ciascun processo mediante l'assegnazione di un punteggio: Ecopunti. L'ecopunto rappresenta un millesimo del carico ambientale annuale di un abitante europeo medio. Va ricordato che gli ecopunti esprimono un danno ambientale, per cui valori più elevati corrispondono a maggiori impatti.

Per tutte le colture, come riscontrato in fase di caratterizzazione, si evince come le aziende considerate tecnicamente migliori siano anche quelle meno impattanti (fig. 36-38). I danni alla salute umana e relativi all'esaurimento delle risorse sono quelli che maggiormente condizionano la sostenibilità ambientale delle colture energetiche come evidenziato anche da altri studi (Monti et al. 2009).

.

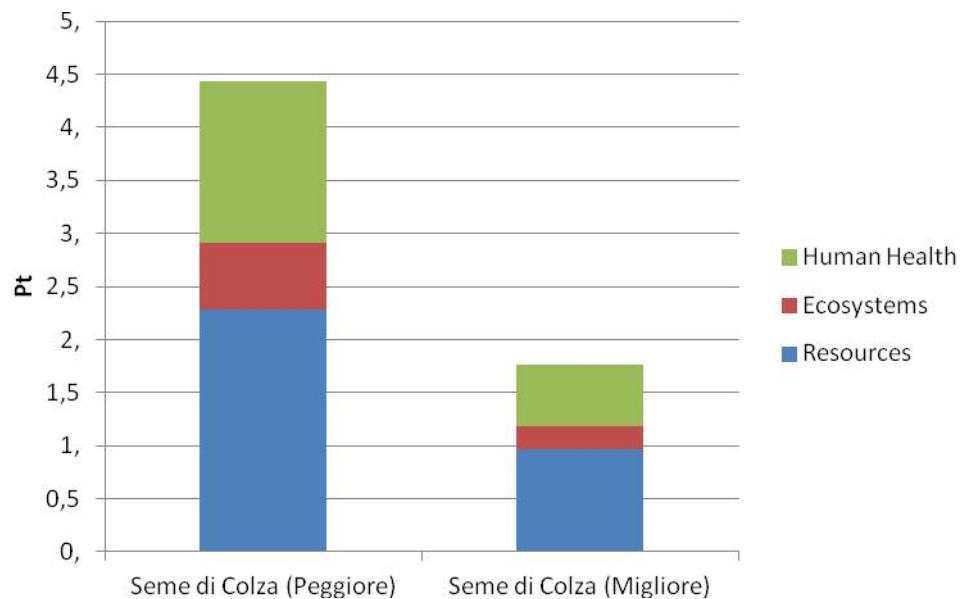


Figura 36: Livelli di impatto rappresentati in 3 macrocategorie ed espressi sull'unità di energia prodotta(GJ). I risultati sono espressi in Ecopunti. Confronto di 1 GJ di Seme di Colza prodotto dall'azienda considerata tecnicamente "peggiore" con 1 GJ di Seme di Colza di dell'azienda considerata tecnicamente "migliore"; Metodo: ReCiPe Endpoint (H) V1.06 / Europe ReCiPe H/H.

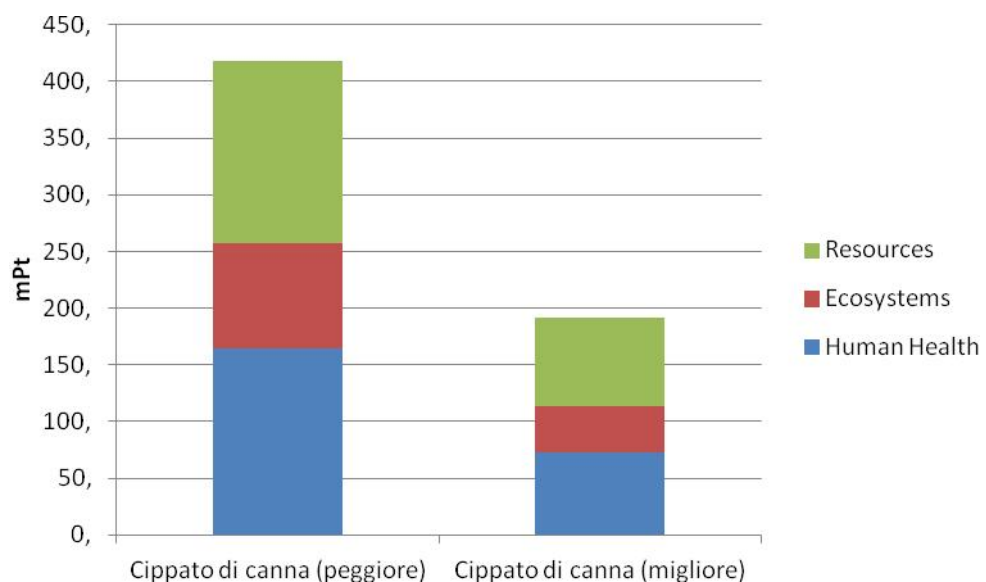


Figura 37: Livelli di impatto rappresentati in 3 macrocategorie ed espressi sull'unità di energia prodotta(GJ). I risultati sono espressi in Ecopunti. Confronto di 1 GJ di cippato di canna prodotto dall'azienda considerata tecnicamente "peggiore" con 1 GJ di cippato di canna di dell'azienda considerata tecnicamente "migliore"; Metodo: ReCiPe Endpoint (H) V1.06 / Europe ReCiPe H/H.

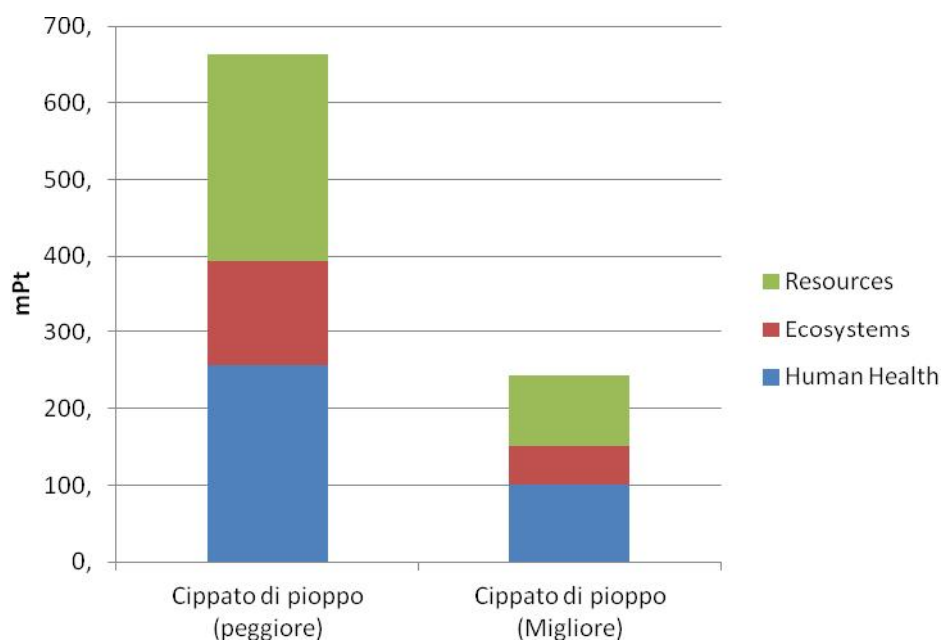


Figura 38: Livelli di impatto rappresentati in 3 macrocategorie ed espressi sull'unità di energia prodotta(GJ). I risultati sono espressi in Ecopunti. Confronto di 1 GJ di cippato di pioppo prodotto dall'azienda considerata tecnicamente "peggiore" con 1 GJ di cippato di pioppo di dell'azienda considerata tecnicamente "migliore"; Metodo: ReCiPe Endpoint (H) V1.06 / Europe ReCiPe H/H.

Valutazione della sostenibilità ambientale di Colza, Canna comune e Pioppo: Confronto su base energetica

I seguenti grafici riportano i valori standardizzati ottenuti dall'analisi in funzione dell'unità di energia prodotta (GJ).

Caratterizzazione

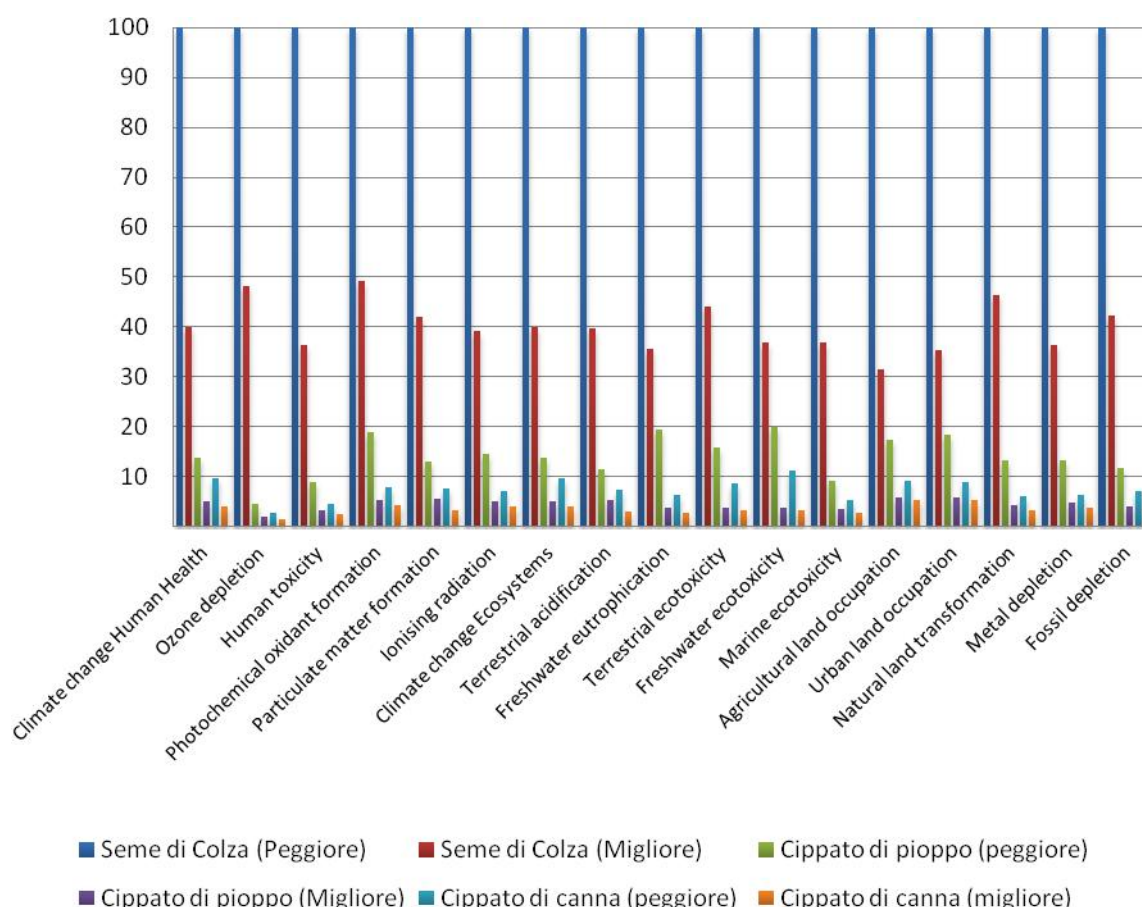


Figura 39: Caratterizzazione – Confronto dei livelli di impatto per singola categoria relativi alla fase agricola delle tre colture prese in esame. Valori espressi sull'unità di energia prodotta (GJ). Gli impatti sono espressi come percentuale dello scenario di maggior impatto.

I confronti tra i processi produttivi “M” e “P”, hanno permesso di individuare l'azienda che, su base energetica (1 GJ) e per ognuna delle colture studiate, sia più sostenibile da un punto di vista ambientale. Si è potuto anche capire quali siano i danni maggiori e la loro entità. Di seguito sono riportati i risultati dello studio su base energetica delle tre colture, finalizzato alla determinazione della coltura con le performance ambientali migliori, per GJ di biomassa prodotta. Dalla figura 39 si può notare come le tecniche di coltivazione

utilizzate per produzione delle colture poliennali dello studio, risultino fino a 25 volte meno impattanti rispetto all'unica coltura annuale analizzata (se confrontiamo canna M con colza P). Da un punto di vista ambientale, la produzione del colza, se confrontato con le colture poliennali, risulta un processo molto più costoso.

Sorprendente inoltre è il traguardo raggiunto della canna che risulta essere la meno gravante sull'ecosistema tra tutte le colture studiate.

Il merito di questo risultato è dato dalla mole dell'output pari a 670,40 GJ ha⁻¹ che permette una notevole riduzione del carico ambientale per GJ prodotto. A seguire troviamo il pioppo M che rappresenta la seconda coltura più performante dal punto di vista ambientale.

Nonostante la differenza produttiva, il pioppo M (303,40 GJ) esprime livelli di impatto praticamente identici alla canna comune, da un minimo di 0,51% della voce di impatto “Agricultural land occupation” fino ad un massimo di 2,52% relativo alla “Terrestrial acidification”. Particolare interesse suscitano queste minime differenze, poiché la scelta fra le due colture poliennali può essere ragionevolmente effettuata, indipendentemente dall'impatto ambientale atteso, basandosi su altri indicatori di tipo economico e pratico.

Normalizzazione

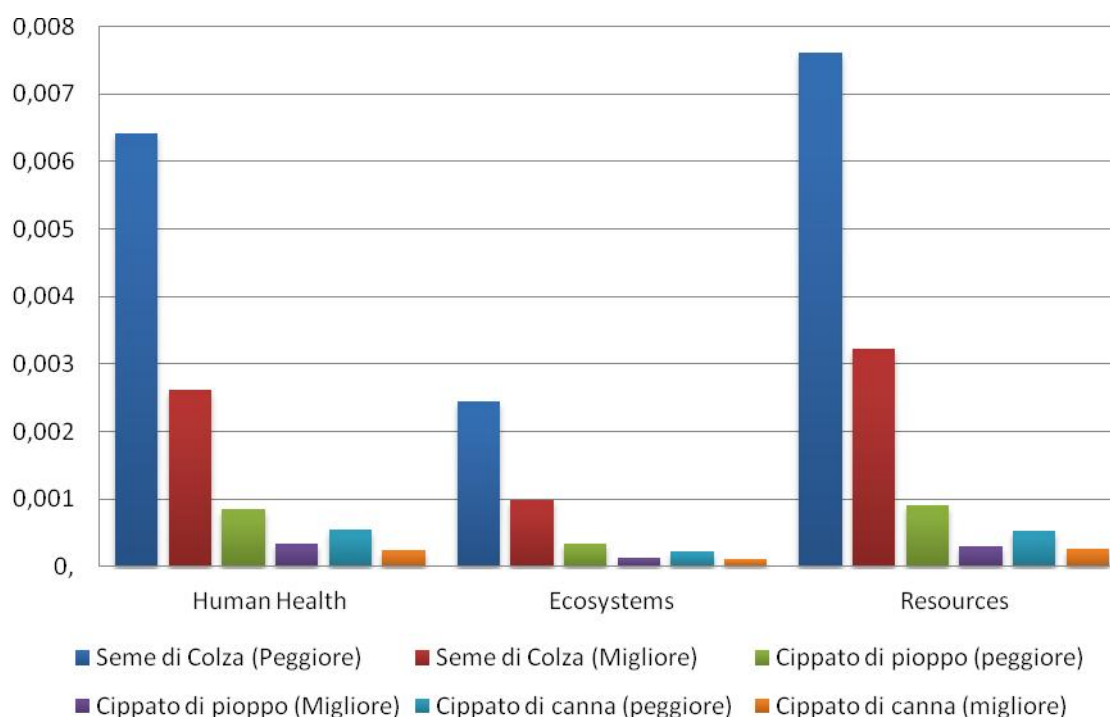


Figura 40: Normalizzazione - Livelli di impatto per singola categoria relativi alla fase agricola. Valori espressi in abitante medio europeo equivalente sull'unità di energia (GJ) - endpointlevel

I risultati ottenuti tramite la normalizzazione a livello endpoint ricalcano quelli già individuati in prima analisi nell'individuazione delle tecniche agronomiche meno impattanti della stessa coltura. Nel caso della colza risulta evidente come i danni provocati alla salute umana e all'esaurimento delle risorse siano quelli che maggiormente impattano sull'ecosistema. Nel caso delle poliennali a livello endpoint invece, le differenze tra le tre categorie di danno sembrano (soprattutto per le più performanti Canna M e Pioppo M) meno evidenti (fig. 40).

A livello midpoint (fig. 41) si può osservare come tutte le colture abbiano il più alto carico ambientale nella categoria d'impatto "*Fossil depletion*". A seguire in modo simile troviamo gli impatti ambientali "*Climate Change human health*", "*Particulate matter formation*" e "*Climate change eco system*".

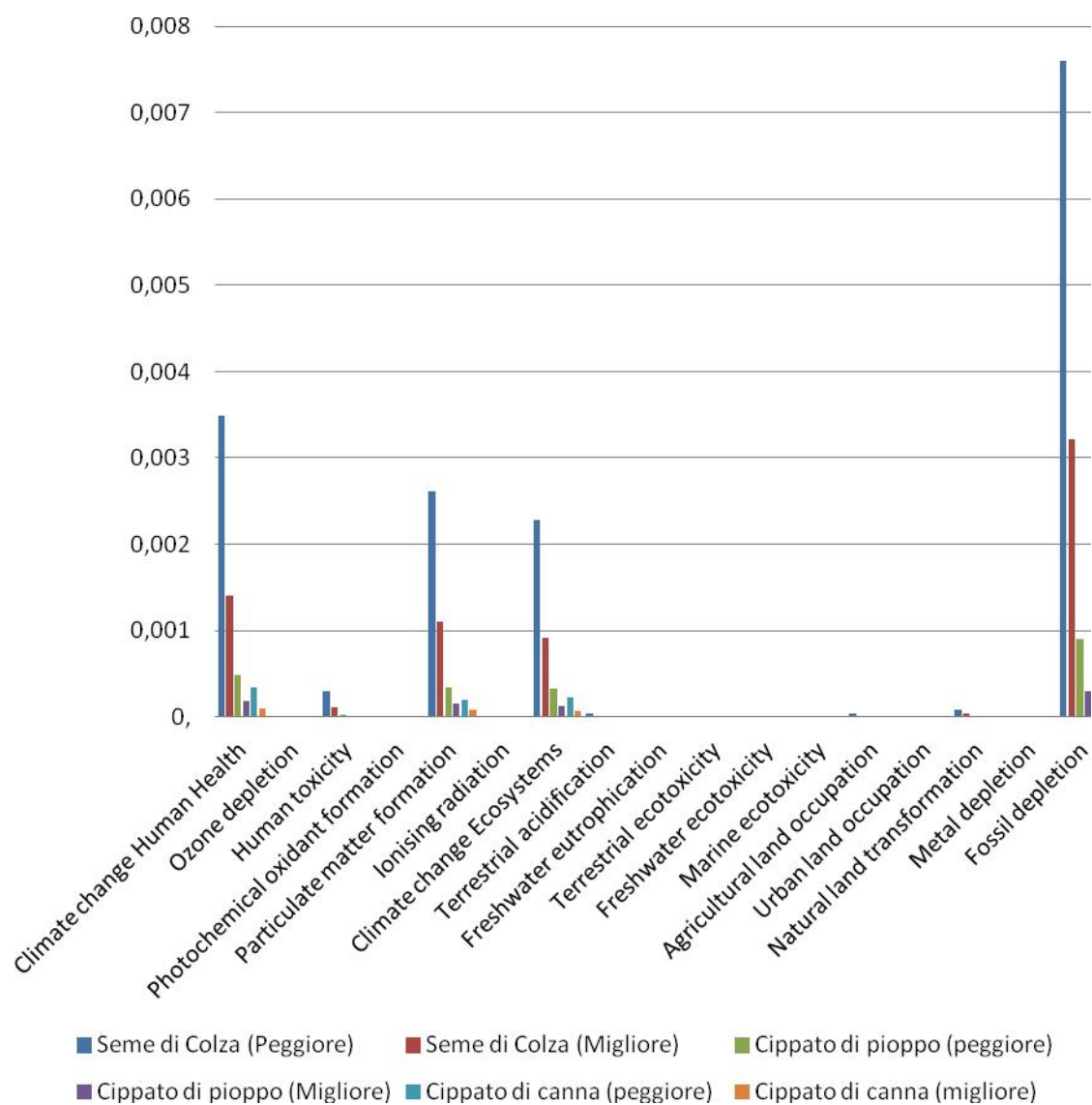


Figura 41: Normalizzazione - Livelli di impatto per singola categoria relativi alla fase agricola. Valori espressi in abitante medio europeo equivalente sull'unità di energia (GJ) – midpoint level.

Punteggio singolo (Single score)

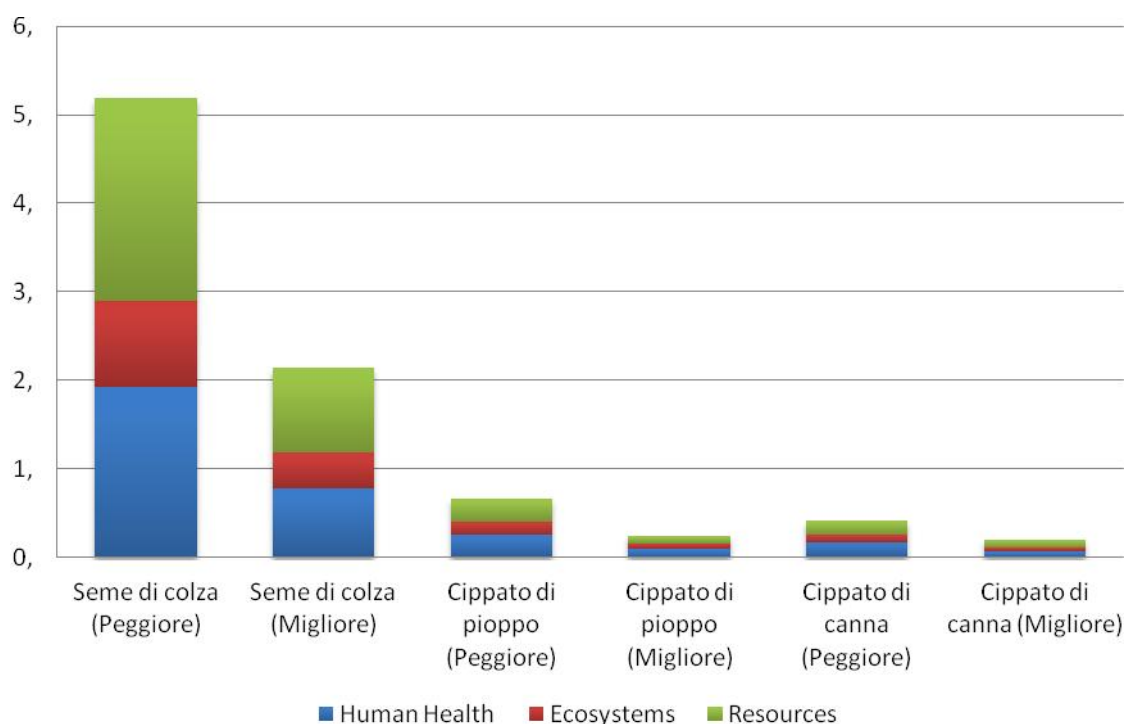


Figura 42: Punteggio singolo - Livelli di impatto rappresentati in 3 macrocategorie ed espressi sull'unità di energia prodotta(GJ). I risultati sono espressi in Ecopunti

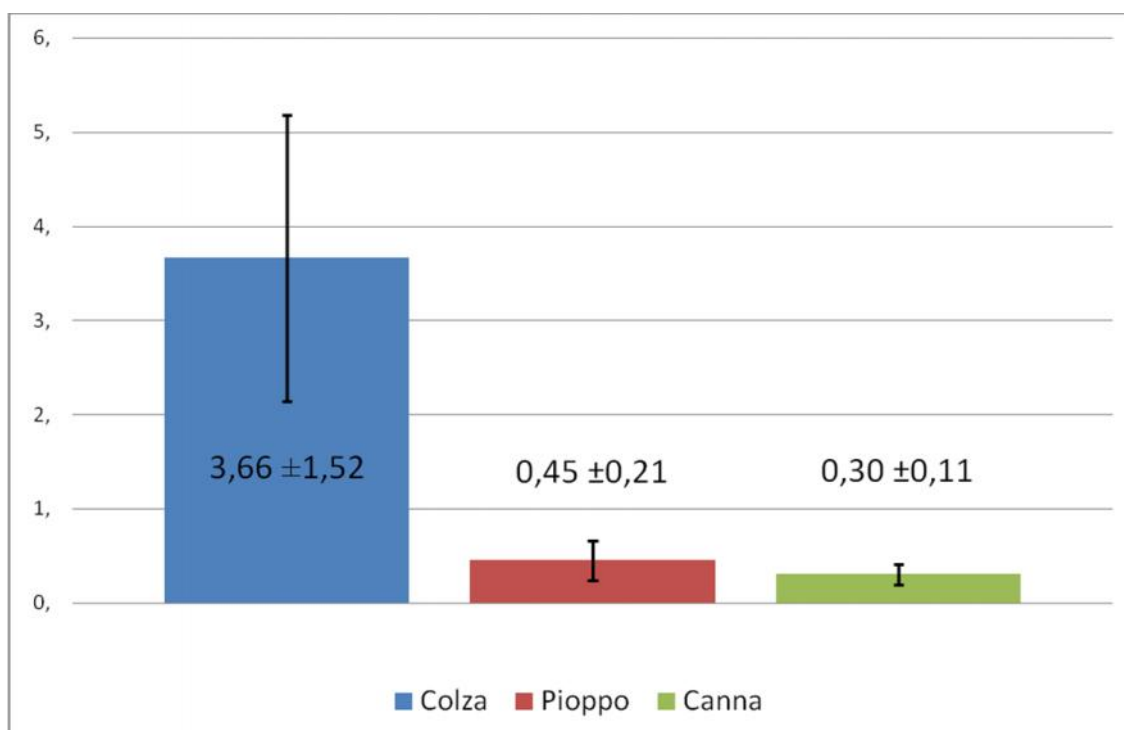


Figura 43: Punteggio singolo – Rappresentazione semplificata dei livelli di impatto (con indicazione di minimo e massimo), per colza, canna e pioppo, sull'unità di energia prodotta (GJ). I risultati sono espressi in Ecopunti.

Sintetizzando i risultati fin ora ottenuti in ecopunti si può immediatamente notare come la canna comune risulti la coltura più performante per unità di energia prodotta (fig. 42).

In particolare l'unità campionaria relativa alla canna "migliore" risulta, su base energetica, la più performante in assoluto. L'unità campionaria denominata pioppo "migliore" può considerarsi parimenti sostenibile, e per tale motivo, una scelta tra le due colture, a livello energetico, sarebbe ininfluente in termini di sostenibilità ambientale.

Volendo semplificare ulteriormente la lettura dei risultati ottenuti in figura 42, nel grafico di figura 43 sono rappresentati i danni ambientali cumulativi medi, con i rispettivi valori di massimo e di minimo raggiunti, per singola coltura studiata. La coltura annuale si discosta fortemente dalle poliennali a causa della combinazione di due importanti fattori: la bassa produttività e la breve vita economica.

Analisi di processo e azioni migliorative

Dall'analisi precedentemente illustrata è risultato che la colza rappresenta la coltura più impattante e con produzioni ad ettaro più basse se confrontata con colture poliennali come lo sono la canna comune ed il pioppo. La bassa produttività implica che gli impatti generati dal processo produttivo si "concentrano" su una limitata quantità di prodotto, tanto da rendere il processo stesso meno performante da un punto di vista ambientale, se comparato con colture che raggiungono risultati produttivi migliori.

Attraverso uno studio specifico delle filiere più sostenibili, si è potuto analizzare più nel dettaglio il processo produttivo e individuare le fasi responsabili dei maggiori impatti ambientali (figg. 44, 50, 53). Dalla caratterizzazione degli impatti generati dalle fasi agricole di Colza M, Canna M e Pioppo M, la fonte di maggiore costo in termini energetico-ambientali è legata alla fase della concimazione, come già osservato in studi simili (Tsoutsos et al., 2010; McLaughlin et al., 2000; Brentrup et al, 2001).

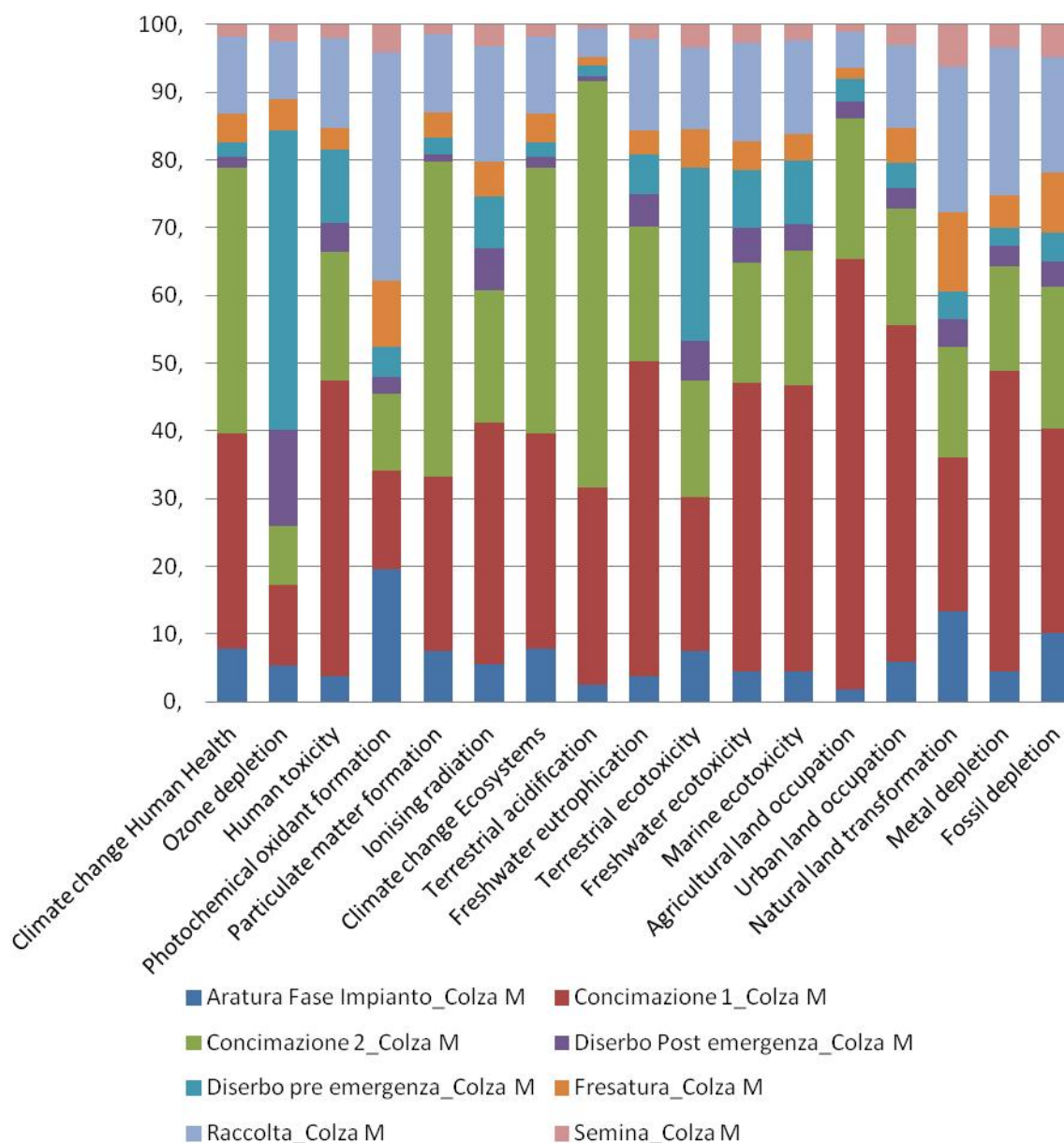


Figura 44: Caratterizzazione del processo produttivo del seme di colza M. – Unità funzionale 1 GJ

Nel caso del colza, le concimazioni di Solfato ammonico ed urea rappresentano il 61,9% degli impatti complessivi.

Tra le categorie d'impatto maggiormente influenzate dalle concimazioni, l'*Human toxicity*, *Ionising radiation*, *water eutrophication and ecotoxicity*, *Agricultural and Urban land occupation*, *Natural land transformation*, *Metal depletion* e *Fossil depletion* sono causate soprattutto dalla prima concimazione effettuata con solfato ammonico rispetto alla seconda effettuata con urea. Quest'ultima invece è responsabile soprattutto delle categorie d'impatto *Climate change human health*, *Particulate matter formation*, *Ionising*

radiation e Terrestrial acidification. Gli impatti generati dalle concimazioni per canna e pioppo sono tutte da imputare all'urea. Per impatti si intendono sia quelli diretti legati ai processi biogeochimici nel terreno, che indiretti del processo di produzione del fertilizzante.

L'indicatore dell'esaurimento delle risorse fossili mostra come la produzione dei concimi (soprattutto azotati) necessiti di un'alta quantità di energia in termini di combustibili fossili. Mentre circa un terzo dell'energia di origine fossile utilizzata nella moderna agricoltura è consumata direttamente nell'azienda, sottoforma di combustibili (Diesel) ed elettricità, i rimanenti due terzi sono consumati indirettamente per produrre altri beni che sono utilizzati come input agronomici (Helsen, 1992). Da molte analisi energetiche a livello aziendale, risulta che l'energia attribuita ai fertilizzanti azotati vada dal 30% al 50% di tutta l'energia fossile utilizzata (Loomis and Connors, 1992). La maggior parte dell'energia richiesta ad oggi dall'industria è utilizzata per la produzione di ammoniaca, il composto da cui deriva ogni fertilizzante azotato. Il 67% dei fertilizzanti azotati sono prodotti impiegando il gas naturale come combustibile (figg. 49, 52, 55). Come già indicato, l'urea è il concime impiegato in tutte le unità produttive analizzate. La filiera produttiva di quest'ultima risulta altamente "costosa" in termini sia energetici che ambientali. Il processo industriale infatti prevede la reazione dell'ammoniaca con l'anidride carbonica a 150-160°C e a 150 atm, con l'ottenimento di una soluzione di urea, anidride carbonica e ammoniaca (Pampana et al., 2011). Questo aspetto è stato analizzato anche dall'IPCC che comunque evidenzia un abbattimento dei consumi energetici nei più moderni impianti produttivi di urea, del 50% rispetto a quelli degli anni sessanta (IPCC, 2007).

Inoltre, le emissioni di azoto stimate attraverso il modello di dispersione utilizzato nel presente studio, hanno permesso di simulare quella che Galloway et al. (2003) definisce "*nitrogen cascade effects*", e cioè una perdita in aria e acqua di composti attivi biologicamente e reattivi da un punto di vista fotochimico, causa di molteplici effetti nell'atmosfera, negli ecosistemi terrestri, nei sistemi marini e d'acqua dolce, e sulla salute umana. Proprio dall'analisi di contributo dei processi maggiormente responsabili dei carichi ambientali dei processi agricoli di colza, canna e pioppo (figg. 45, 51, 54), è possibile vedere come le emissioni generate dal suolo a seguito delle concimazioni, siano la causa principale degli impatti ambientali dei processi agricoli analizzati. In più si può notare come per la colza (fig.45), l'urea (concimazione 2), risulti più impattante rispetto

al solfato ammonico (concimazione 1) (per una maggiore visibilità della figura sono stati eliminati i processi che singolarmente hanno un'incidenza inferiore al 2%).

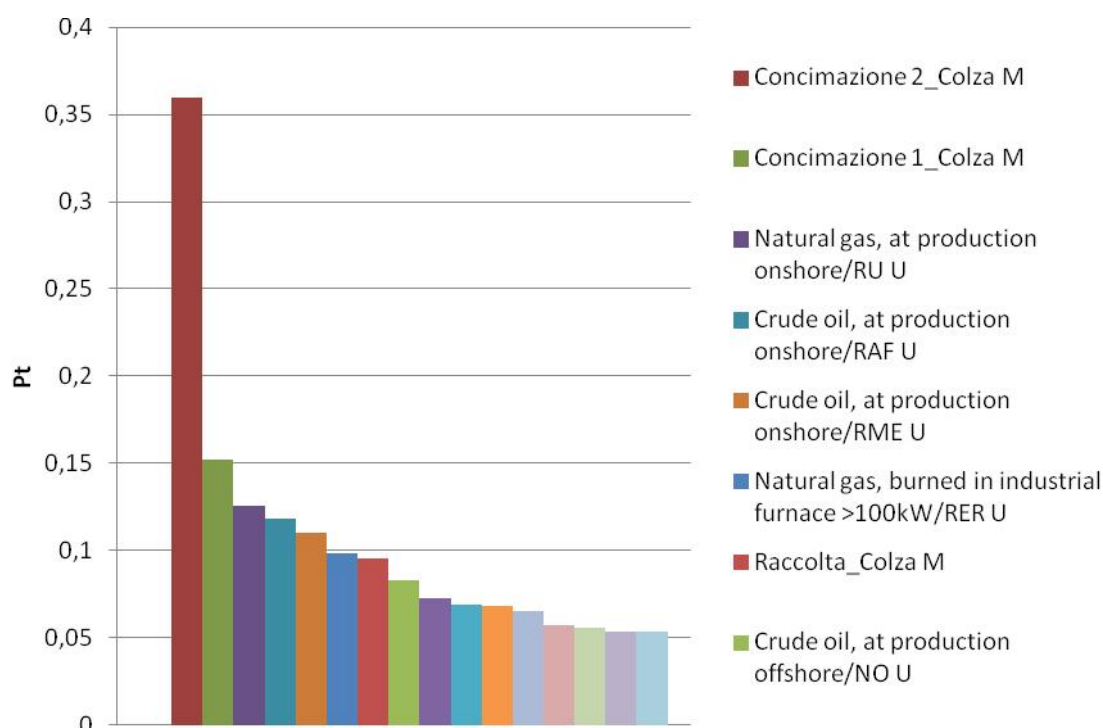


Figura 45: Analisi di processo della fase agricola della produzione del seme di colza M (Cut-off 2%)

A seguire il terzo fattore produttivo più rilevante è il gas naturale, combustibile impiegato per la produzione dei concimi (figg.45 e 51) (quinto fattore nel caso del pioppo – fig.54). La concimazione incide fortemente anche sul fenomeno dell'acidificazione terrestre (figg. 44, 50, 53). Le emissioni derivanti dall'uso dei fertilizzanti, soprattutto NH_3 , sono parte della causa. Anche Brandão et al. (2011), ha evidenziato questo fenomeno, imputando alla colza l'impatto maggiore in termini di acidificazione potenziale (kg SO_2 -eq) rispetto a delle colture poliennali come Miscanto e SRC di salice.

Anche per quanto riguarda l'impatto del cambiamento climatico sugli Ecosistemi, i concimi rappresentano la fonte di maggiore carico ambientale. Parte dell'azoto presente nei fertilizzanti, una volta nel terreno, si perde in atmosfera sottoforma di ossido nitroso (N_2O) attraverso il fenomeno della denitrificazione. L' N_2O è un potente gas con effetto serra 296 volte superiore della CO_2 (Muñoz et al. 2010), e contribuisce da solo al 5% dell'effetto serra globale (Brentrup et al., 2000).

Anche le emissioni dei motori contengono molte molecole responsabili del fenomeno (CO_2 , CH_4 , CFC, N_2O ecc.) e per tale motivo le fasi agricole che hanno comportato un maggiore consumo di carburante, e quindi più emissioni, sono state anche quelle con un maggiore impatto in termini di effetto serra potenziale.

Infatti si può notare come la raccolta risulti essere una fase critica in termini ambientali, soprattutto per la canna (fig. 51) ed il pioppo (fig. 54).



Figura 46: Fase di raccolta della canna comune con falcia trincia caricatrice CLASS Jaguar 800 e testata RU450 Xtra.



Figura 47: Fase di raccolta del pioppo con falcia trincia caricatrice CLASS Jaguar 800 e testata RU450 Xtra.



Figura 48: fase di raccolta della colza con mietitrebbia New Holland CX 8090

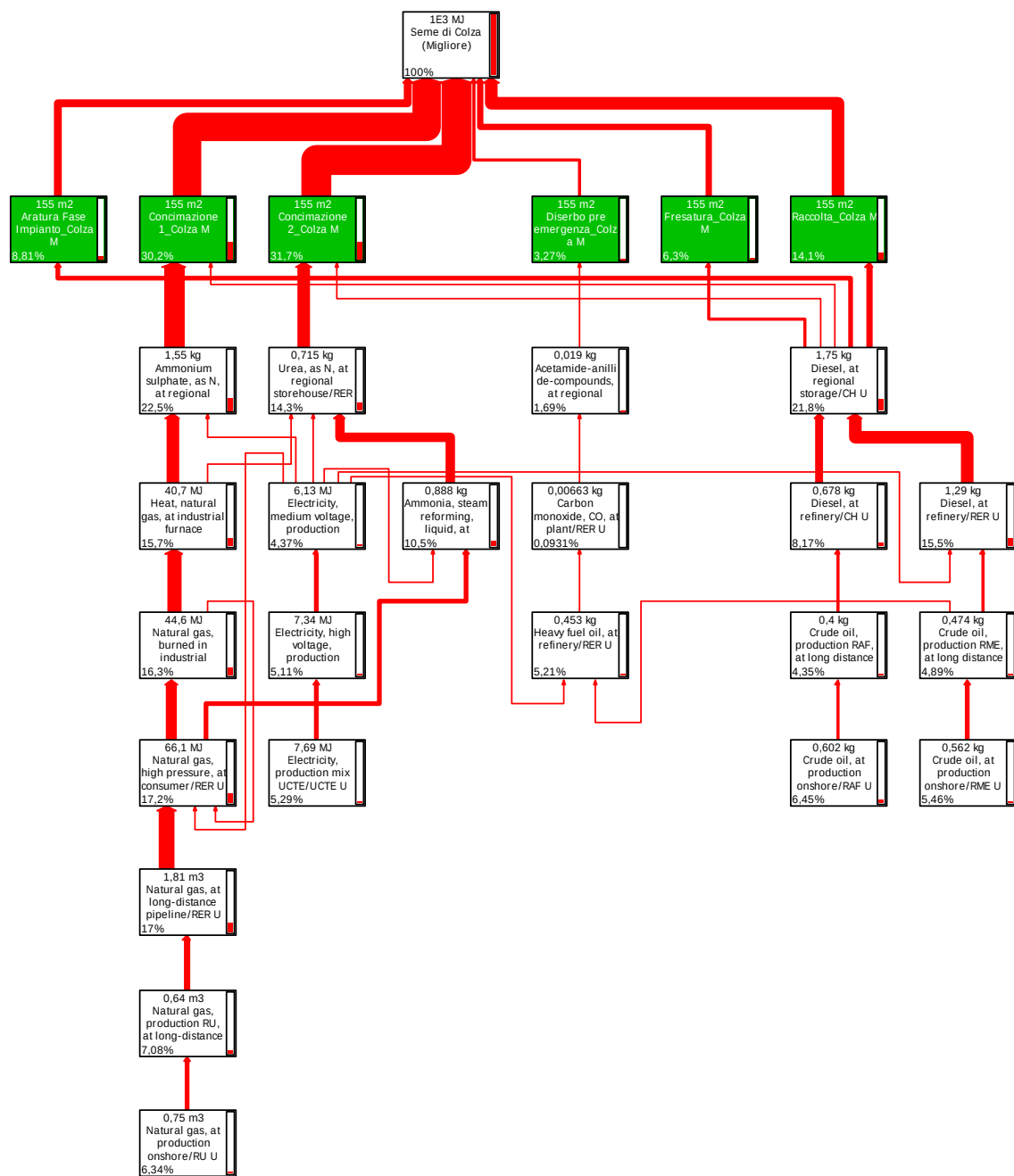


Figura 49: Rete dei processi della produzione di seme di colza M (Cut-off 5%)

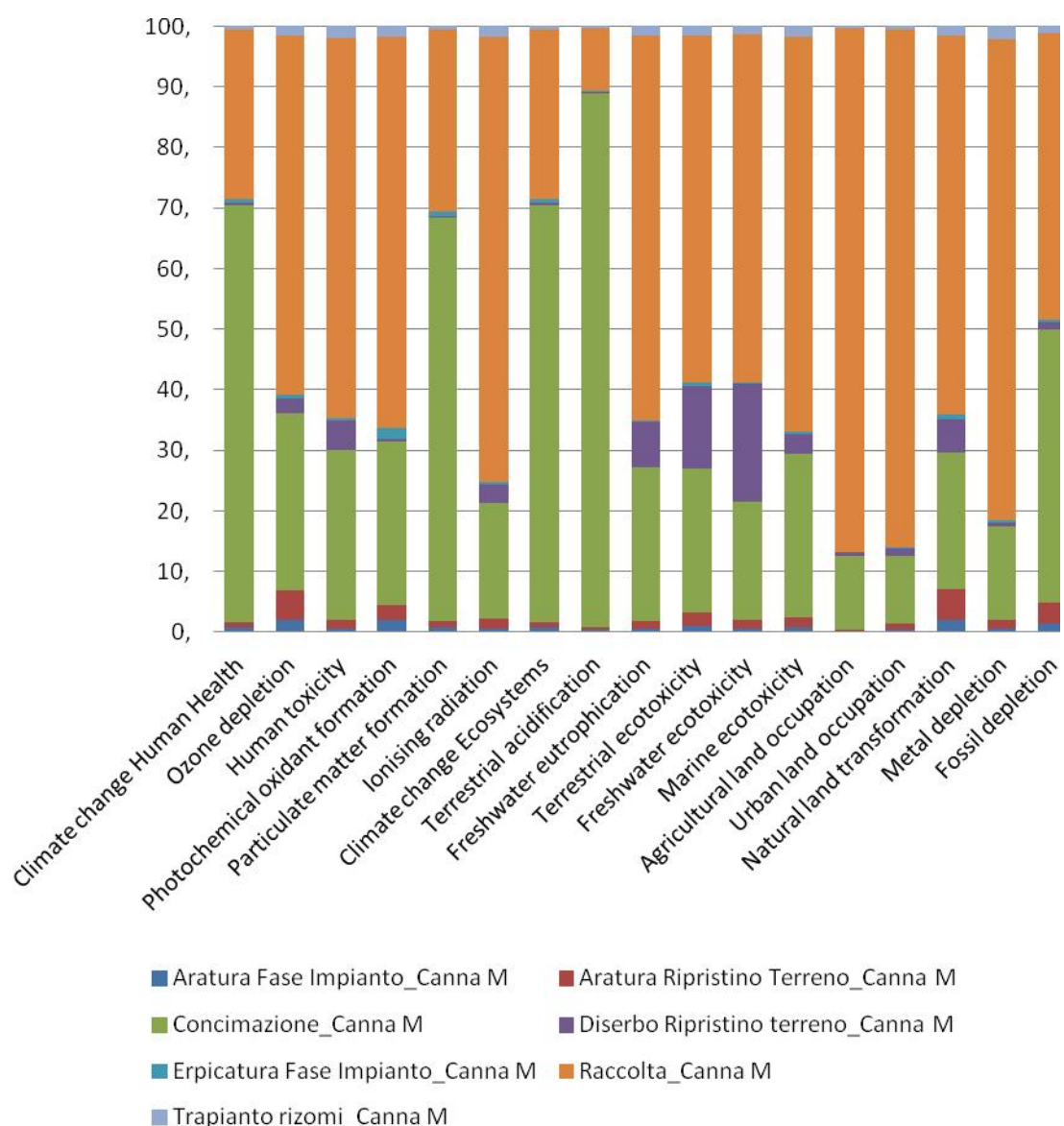


Figura 50: Caratterizzazione del processo produttivo del cippato di canna M. – Unità funzionale 1 GJ

Gli ossidanti fotochimici (*Photochemical oxidant formation*) rappresentano dei composti molto reattivi come ad esempio l'ozono. L'alto valore di questo indicatore è, nel nostro caso, dovuto soprattutto alle emissioni generate dalla combustione di combustibili fossili. In fase di raccolta e delle lavorazioni primarie del terreno si sono avuti i maggiori consumi di carburante che hanno inciso negativamente sulle emissioni. E' importante osservare che questo indicatore sarebbe in natura condizionato anche da ulteriori fattori di origine biogenica che in questo lavoro non sono stati presi in considerazione.

Mentre per colza e pioppo, l'azione negativa dei diserbanti si può principalmente evidenziare nella categoria d'impatto "*Ozone depletion*", per la canna, l'impatto più rilevante risulta essere il "*Freshwater ecotoxicity*", a causa dell'elevata quantità di erbicidi utilizzata in fase di impianto e di espanto della coltura.

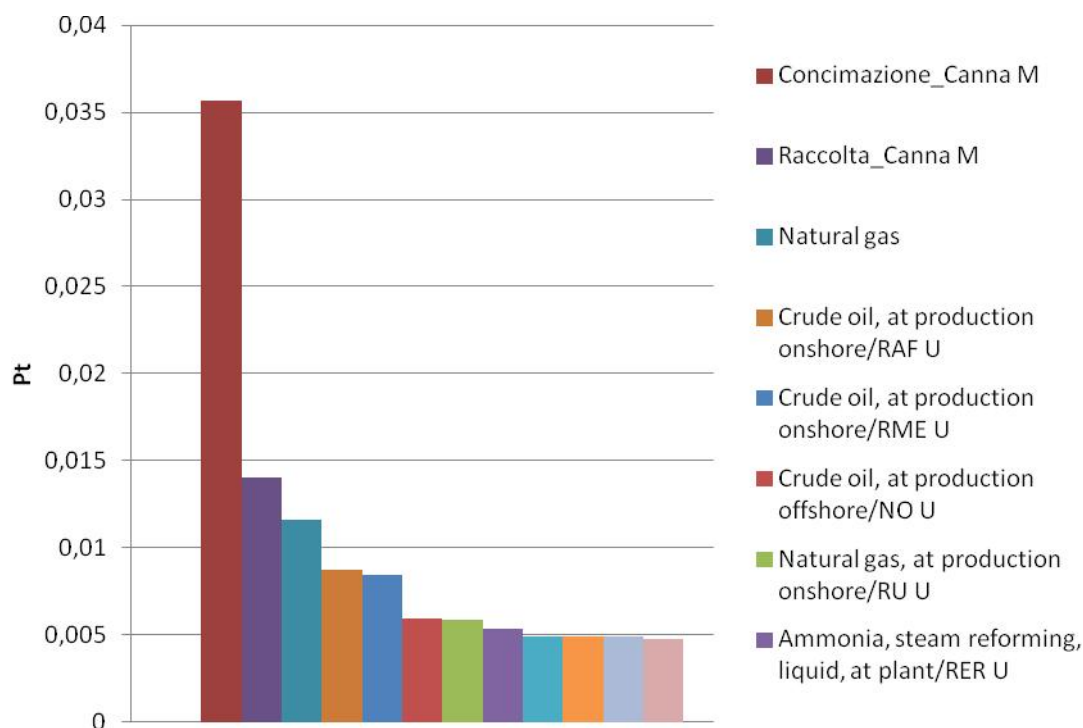


Figura 51: Analisi di processo della fase agricola della produzione del cippato di canna M (Cut-off 2%)

Il modello di dispersione utilizzato per i pesticidi e già descritto in precedenza, nel caso della canna comune, prevede che il 2,01% di principio attivo applicato vada per via aerea fuori dal campo (confini del sistema) e il 20% raggiunga le acque superficiali. Fattori di emissioni simili sono stati impiegati anche per le altre colture. Nel caso della canna, l'impatto causato dagli erbicidi è alto se confrontato con gli altri generati dalla stessa, ma relativamente basso se commisurato con gli impatti e le emissioni delle altre due colture (fig.50).

Anche per la canna, a livello dell'analisi di processo, si possono riconfermare le osservazioni già fatte per la colza (fig. 51).

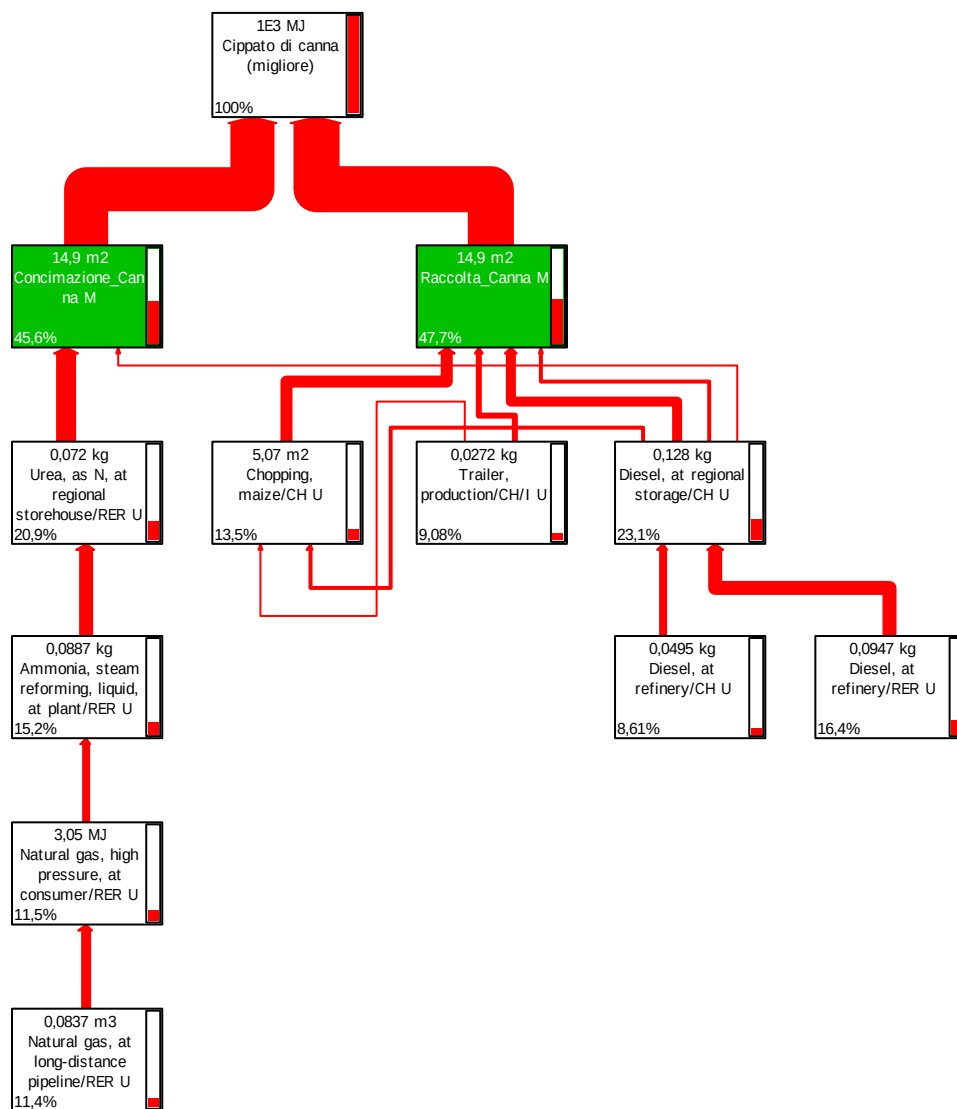


Figura 52: Rete dei processi della produzione di cippato di canna M (Cut-off 5%)

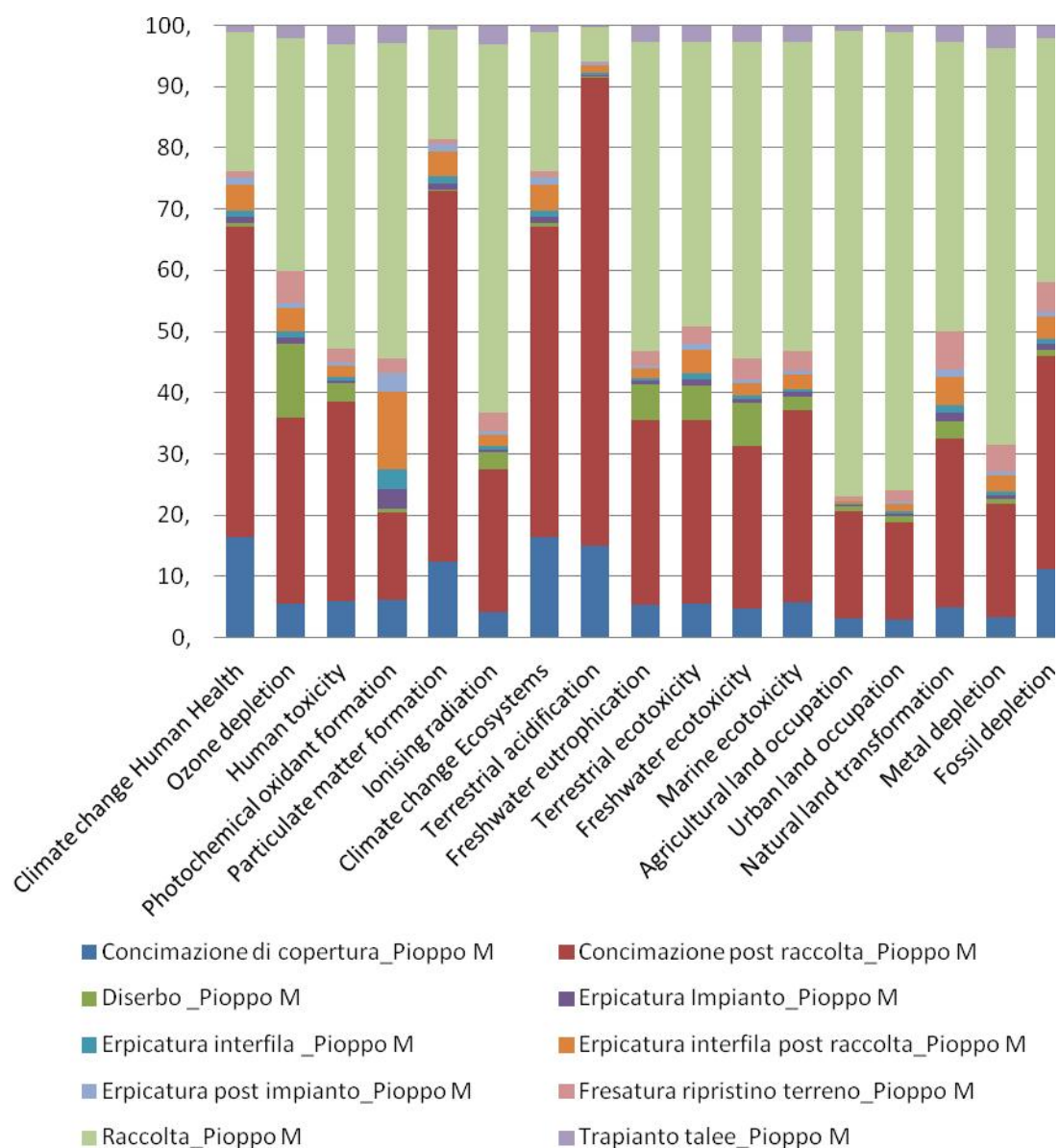


Figura 53: Caratterizzazione del processo produttivo del cippato di pioppo M. – Unità funzionale 1 GJ

Nel caso del pioppo, l'analisi di contributo individua nelle fasi di concimazione (soprattutto per le emissioni da parte dei concimi nel suolo) e nella fase di raccolta (consumo di carburante ed emissioni in aria), le due principali cause di impatto ambientale. Come per le altre colture, gli altri processi a seguire sono associati all'uso e alla produzione di combustibili fossili e di ammoniaca, (fig. 54).

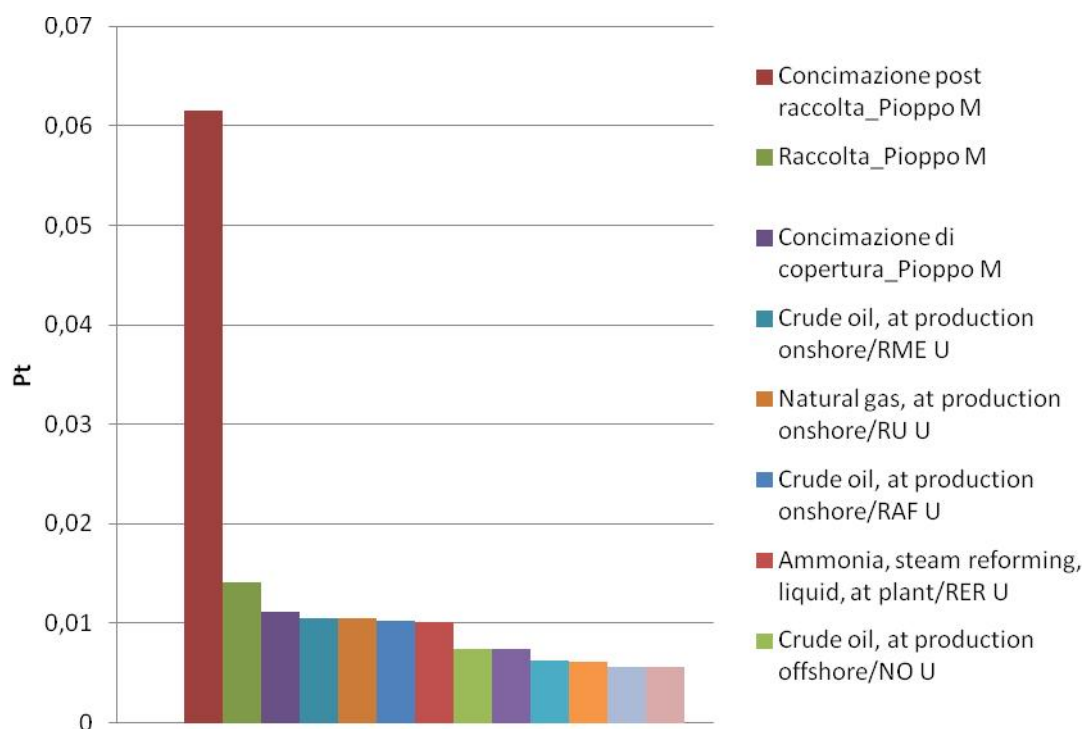


Figura 54: Analisi di processo della fase agricola della produzione del cippato di canna M (Cut-off 2%)

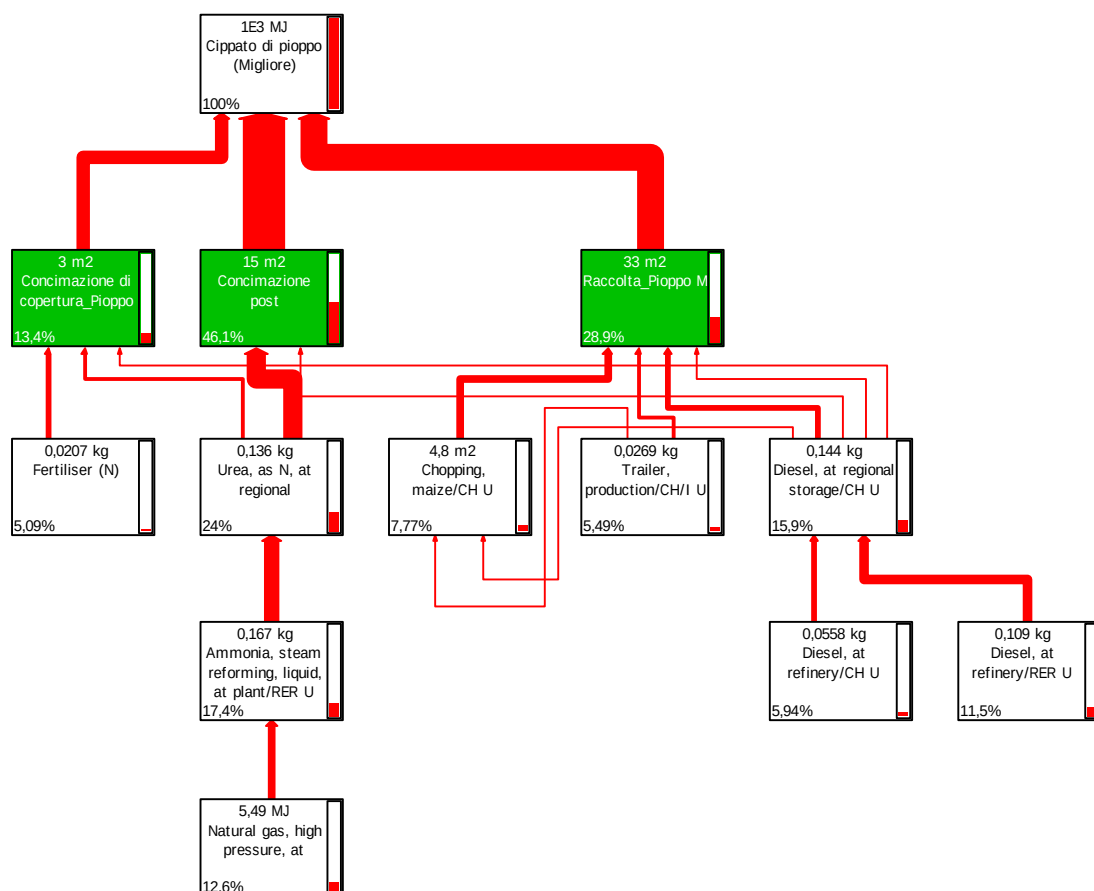


Figura 55: Rete dei processi della produzione di cippato di pioppo M (Cut-off 5%)

Azioni migliorative

Per tutte e tre le colture, la tecnica dovrebbe concentrarsi nell'abbattimento degli input produttivi seguendo metodi agricoli innovativi e razionali, finalizzati all'ottimizzazione dei processi e delle varie fasi, conoscendo a priori le criticità ambientali della filiera.

Le possibili azioni migliorative dovrebbero in primo luogo concentrarsi su metodi di buona pratica agricola finalizzati all'abbattimento delle emissioni legate ai fertilizzanti e alla riduzione dei consumi di carburante. La denitrificazione dell'azoto e la volatilizzazione dell'ammoniaca libera a livello del terreno, sono processi fisiologici che possono essere limitati attraverso una razionale concimazione studiata in termini di tipologia del fertilizzante, tempi di distribuzione, e quantità di prodotto da distribuire.

Nel caso della colza, che tra le colture analizzate è definita con bassa efficienza di uso dell'azoto, come già evidenziato dallo studio di Rathke et al. (2006), attraverso una gestione ottimale della concimazione è possibile ridurre gli input di concime azotato di più del 50% abbattendo enormemente il surplus del bilancio dell'azoto.

La forma di concime azotato più adatta per ridurre le emissioni, potrebbe essere data dall'impiego di fertilizzanti ammoniacali combinati con inibitori della nitrificazione.

Nel caso della canna comune la fertilizzazione gioca un ruolo importante in termini di produttività e qualità della biomassa destinata alla combustione. Infatti, in accordo con Nassi o Di Nasso et al. (2010) e Angelini et al. (2005a,b) la produttività della canna aumenta in presenza di un più elevato tasso di azoto e, la fertilizzazione assicura più alte produttività e contenuto in ceneri inferiore del 20%, se associato ad una raccolta autunnale. Questo aspetto risulta tanto più importante nel caso della canna che, come noto, in certe condizioni può produrre una biomassa con elevato tasso di ceneri basso fondenti (in caso di basso rapporto $\text{SiO}_2/\text{K}_2\text{O}$ e $\text{CaO}/\text{K}_2\text{O}$). Questo aspetto sicuramente importante deve comunque prendere in considerazione anche altri aspetti post raccolta quali lo stoccaggio e la successiva trasformazione. La raccolta autunnale comporta una biomassa con un contenuto idrico di circa il 10% inferiore rispetto alla raccolta autunnale e un aumento della produzione per unità di superficie (Angelini et al., 2005a). Altro aspetto importante da un punto di vista economico ed energetico-ambientale è la possibilità di adottare una bassa densità d'impianto (Pari, 1998). In presenza di suoli con buona ritenzione idrica è possibile ridurre il numero di rizomi ha^{-1} , senza influenzare la produttività (Angelini et al., 2005a).

Studi ambientali effettuati da González-García et al. (2012) su impianti a breve rotazione di pioppo, analizzando differenti scenari ha evidenziato come un importante miglioramento ambientale sia possibile sostituendo i concimi minerali con letame bovino. I migliori risultati sono stati ottenuti per l'acidificazione (61,6%) e l'eutrofizzazione (57,8%), a seguito dell'assenza di contributi legati alla produzione industriale dei concimi minerali e alle emissioni ad essa connesse. Anche l'abbattimento delle emissioni di NH_3 dovute dal passaggio di una concimazione minerale ad organica, hanno permesso una drastica riduzione degli impatti ambientali. Anche la categoria d'impatto "*terrestrial ecotoxicity*" ha visto una riduzione del 45% rispetto allo scenario che prevedeva l'impiego di urea (González-García et al., 2012).

Anche una più razionale gestione delle lavorazioni del terreno dovrebbero essere ottimizzate al fine di abbattere i consumi e il numero di passaggi. Per la coltivazione della colza, attualmente l'impianto viene preceduto da un'aratura seguita da un'erpatura (Rathkea et al., 2006). La semina su sodo sarebbe preferibile, dove possibile, al fine di mantenere intatta la sostanza organica e l'umidità del terreno, riducendo l'intensità di meccanizzazione e i consumi di carburante. In alcuni paesi come Svezia e Danimarca è diventata pratica comune, e in Gran Bretagna la semina diretta si è tradotta in un incremento delle produzioni (Rathkea et al., 2006). Certamente importante è valutare l'applicabilità di tali tecniche di agricoltura conservativa caso per caso in quanto, se da una parte può portare ad un abbattimento del fenomeno della lisciviazione dell'azoto (grazie alla riduzione del fenomeno di mineralizzazione), dall'altra può significare un aumento nell'uso di prodotti fitosanitari (diserbanti e pesticidi) (Rathke et al, 2006).

Anche il periodo di semina risulta decisivo nell'abbattimento delle emissioni. Infatti, una semina precoce permette di ridurre le perdite di N per lisciviazione grazie alla buona capacità del colza di assorbire azoto nel periodo autunnale (Rathkea et al., 2006). Questo permetterebbe di limitare fortemente sia le emissioni di N_2O in atmosfera che fenomeni di lisciviazione (Rathkea et al., 2006). Nello studio di Rathkea et al., (2006) vengono riportati studi che evidenziano l'importanza che lo zolfo gioca nella produzione del colza e di come la coltura sia molto sensibile ad una deficienza dell'elemento nel terreno. Lo zolfo è strettamente collegato all'assorbimento dell'azoto aumentandone l'efficienza d'uso nella produzione di biomassa (Rathkea et al., 2006). Poco zolfo potrebbe significare anche maggiori perdite di azoto che non viene assorbito, e l'effetto è tanto più elevato quanto più azoto è presente nel terreno (Rathkea et al., 2006). Per il colza, dai risultati

ottenuti dal progetto Suscace, si è inoltre osservato come la quantità di concime debba essere attentamente valutato in funzione della zona di impianto. Infatti, dai risultati ottenuti da Del Gatto et al. (2010) il colza seminato in ambiente più produttivo con 50 semi m^{-2} e concimato con 100 kg ha^{-1} di azoto, ha dato gli stessi risultati di quello seminato con 100 semi m^{-2} con 200 kg ha^{-1} di azoto nell'ambiente meno favorevole. Inoltre l'impiego di cultivar e cloni più produttivi e adatti all'ambiente di crescita, è infine un aspetto chiave da tenere presente al fine di migliorare le produttività e ridurre gli inputs.

Anche un sistema che favorisca un buon drenaggio dei suoli, permetterebbe la riduzione del fenomeno di denitrificazione, che aumenta nei terreni asfittici in condizioni di anaerbiosi (Brentrup et al., 2000).

Nel caso delle specie poliennali come il pioppo, per quanto le performance ambientali risultino molto buone, ulteriori possibilità di miglioramento e di valorizzazione produttiva, ambientale ed economica è individuabile nell'impiego delle colture come biofiltro (Scarascia Mugnozza e Paris 2007), nell'ottica dei Multifunctional Energy Systems (Laureysens et al. 2005; Borjesson et al. 2006), per lo smaltimento di reflui urbani e zootecnici, o per la bonifica di siti inquinanti attraverso filtrazione ed assorbimento delle sostanze inquinanti da parte dell'apparato radicale e una loro successiva asportazione mediante la raccolta della biomassa epigea prodotta (Perttu 1998; Karacic 2005; Dickmann 2006; Bisoffi et al. 2009).

Infine, il dimensionamento corretto delle macchine agricole e dei trattori in funzione delle caratteristiche aziendali è un elemento fondamentale per l'abbattimento dei consumi e quindi delle emissioni sia dirette, causate dalla combustione del carburante, che indirette, conseguenti dal processo produttivo delle stesse macchine. La scelta, soprattutto per le poliennali, di un sistema di raccolta ideale più idoneo (in uno o due tempi) con trinciatura o imballatura, dovrebbe essere maggiormente investigato al fine di valutare le logistiche più adatte al fine di ottenere i risultati qualitativi, economici e ambientali migliori.

Analisi di sensibilità: confronto delle colture su base areica (ha)

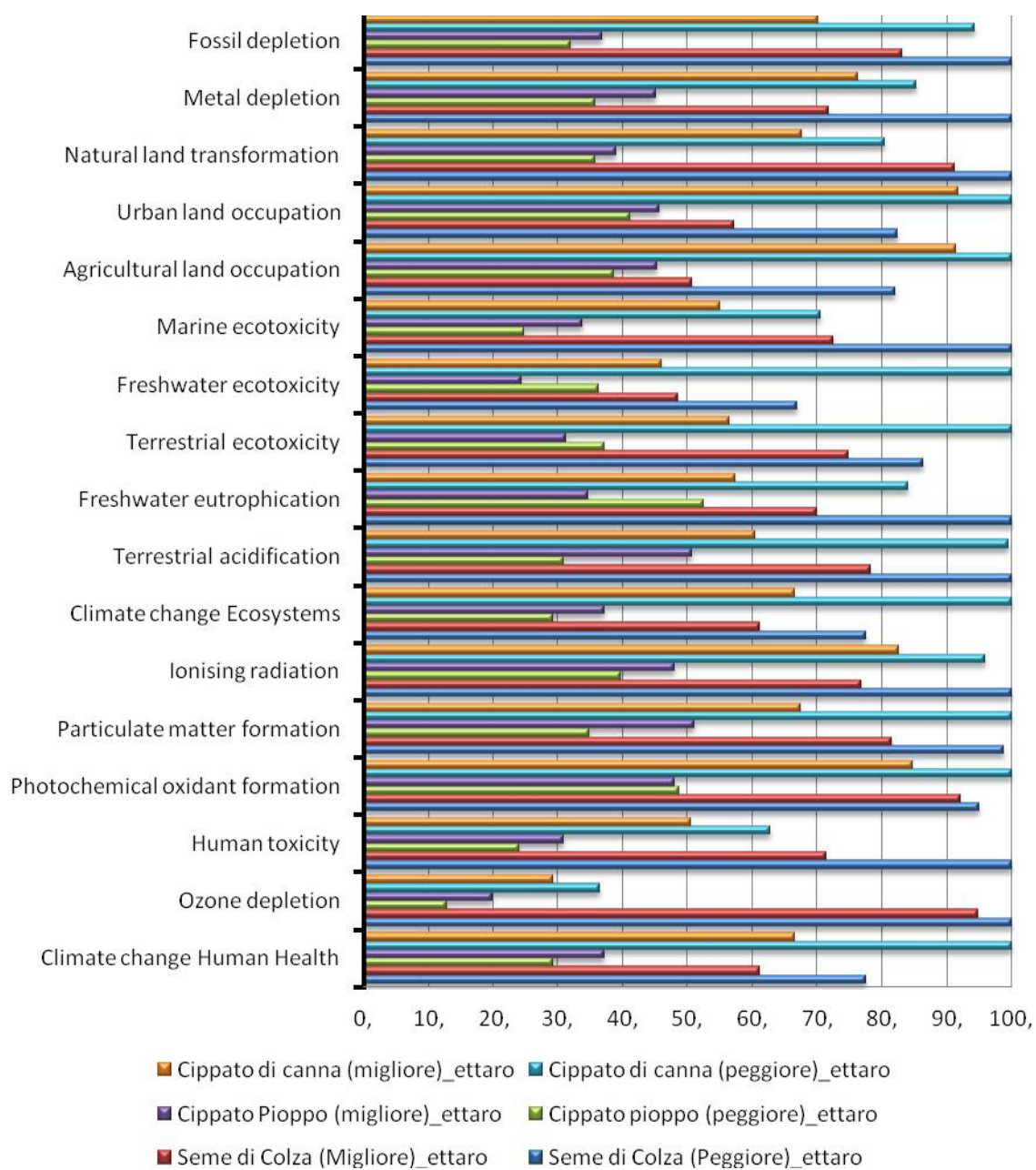


Figura 56: Caratterizzazione – Confronto dei livelli di impatto per singola categoria relativi alla fase agricola delle tre colture prese in esame. Valori espressi sull'unità di superficie (ha). Gli impatti sono espressi come percentuale dello scenario di maggior impatto.

L'analisi di sensibilità si propone di verificare “cosa succede se” gli scenari di base (relativamente ai prodotti, ai processi ed ai servizi utilizzati) vengono cambiati. In questo modo si possono valutare i costi ambientali delle alternative e delle sostituzioni. Relativamente al nostro studio LCA, la modifica della produttività per unità di superficie (espressa in GJ), comporta risultati finali anche molto diversi. In linea di massima,

l'output energetico, determinato dalla produttività della coltura, è un indice molto più discriminante fra le specie rispetto all'input, che è invece determinato dal sistema di coltivazione. In altre parole, in termini di resa energetica, la differenza fra le colture è molto più legata al livello di produttività che non al sistema di coltivazione.

Dalla caratterizzazione (fig. 56) risulta subito evidente come la produzione di Canna P e Colza P siano più impattanti per un numero maggiore di categorie d'impatto rispetto alle altre colture e tecniche di coltivazione analizzate. Il pioppo P mostra invece performance ambientali migliori superiori a tutte le altre colture e tecniche di coltivazione.

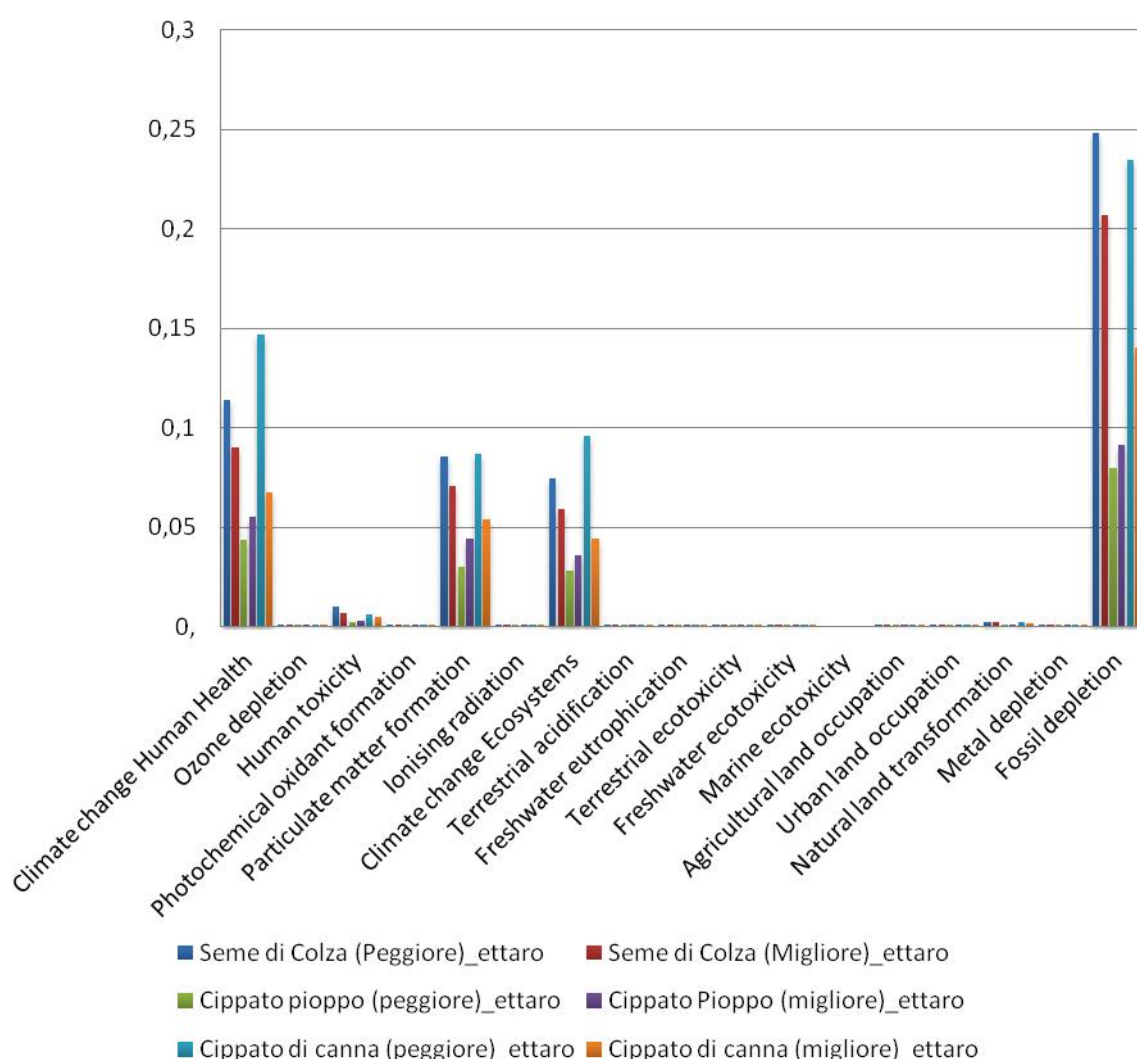


Figura 57: Normalizzazione - Livelli di impatto per singola categoria relativi alla fase agricola. Valori espressi in abitante medio europeo equivalente sull'unità di superficie (ha) – midpoint level.

La normalizzazione a livello midpoint (fig. 57) mostra risultati conformi a quelli ottenuti utilizzando il GJ come unità funzionale. Il pioppo risulta la coltura più performante impattando in modo minore rispetto alle altre colture, per le categorie d’impatto “*Fossil depletion*”, “*Climate Change human health*”, “*Particulate matter formation*” e “*Climate change eco system*”.

I dati normalizzati a livello endpoint su base areica, mostrano risultati compatibili a quelli su base energetica, con i danni alla salute umana e alle risorse, superiori rispetto ai danni provocati all’ecosistema (fig. 58) .

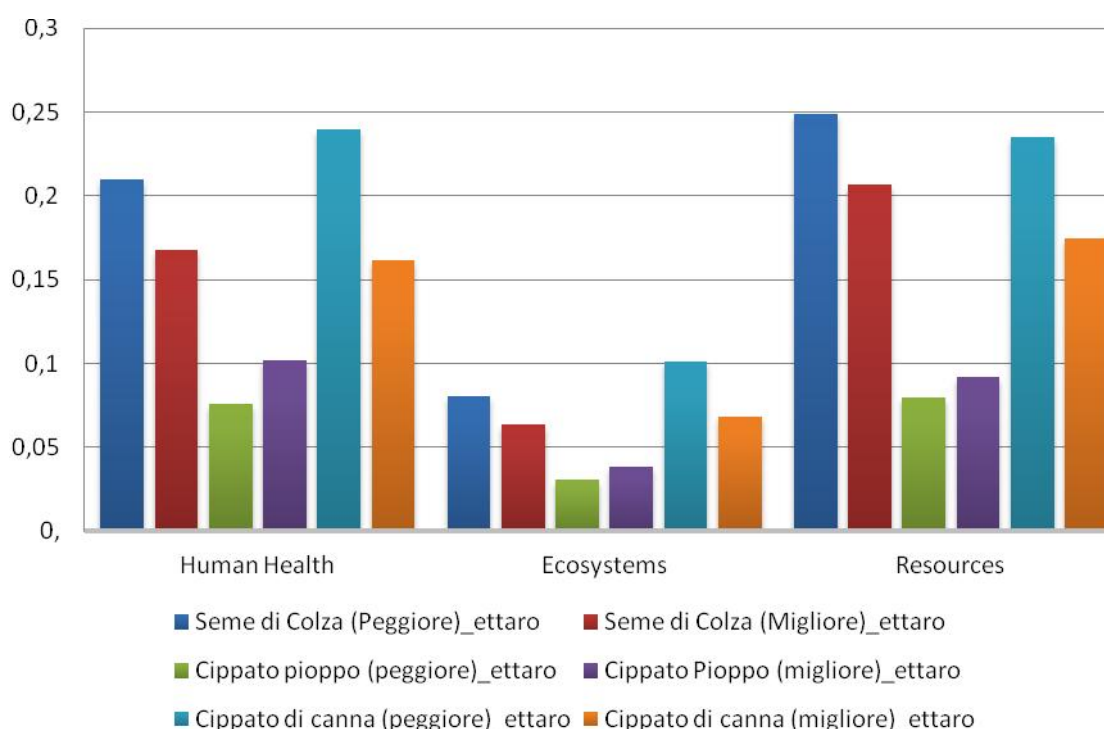


Figura 58: Normalizzazione - Livelli di impatto per singola categoria relativi alla fase agricola. Valori espressi in abitante medio europeo equivalente sull’unità di superficie (ha).

Sintetizzando i risultati fin ora ottenuti in ecopunti si può immediatamente notare come il pioppo M, risulta essere la coltura energetica ambientalmente più performante per unità di superficie, riconfermando i risultati ottenuti su base energetica (fig. 59).

La produzione del seme di colza su base areica si riconferma ambientalmente poco performante ma comunque migliore rispetto alla canna comune P. La raccolta annuale e la concimazione ureica annuale di post raccolta sono alla base delle performance ambientali negative.

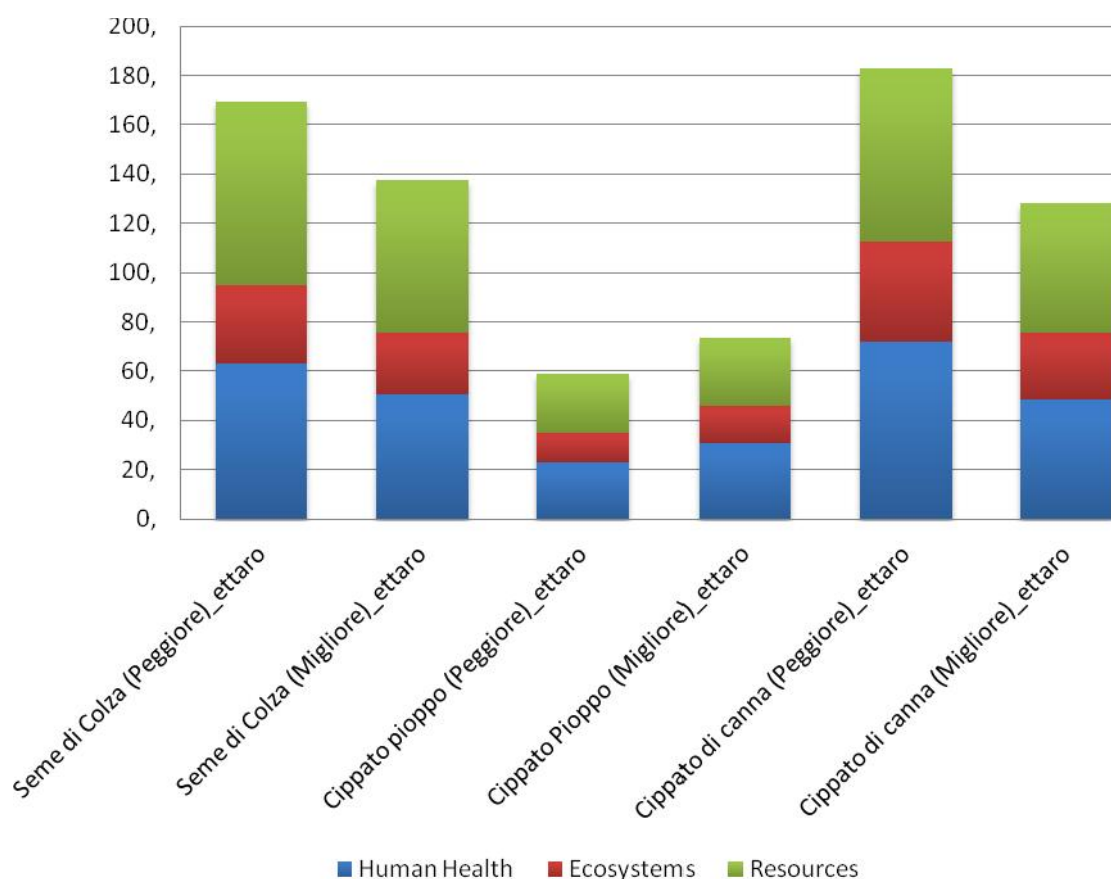


Figura 59: Punteggio singolo - Livelli di impatto rappresentati in 3 macrocategorie ed espressi sull'unità di superficie (ha). I risultati sono espressi in Ecopunti

I dati ottenuti dalla comparazione sia su base areica che su base energetica sono elementi decisionali determinanti che forniscono indicazioni tra loro complementari.

Nel primo caso l'analisi sarà molto utile per la pianificazione territoriale nella scelta della locazione dei processi produttivi, che dovrà cercare di evitare l'insediarsi di attività produttive particolarmente impattanti su un determinato comparto ambientale, in territori sensibili a quel tipo di impatto (es. evitare processi che hanno elevata emissione di composti eutrofizzanti, in zone con falda molto superficiale o vicino a corsi d'acqua).

La valutazione su base energetica invece può essere utile soprattutto nella valutazione dell'impatto dell'intera filiera produttiva e dei cosiddetti impatti globali, come ad esempio l'emissione dei gas serra, che producono un danno generalizzato sull'intero pianeta, indipendentemente dalla zona in cui vengono emessi, e che, particolarmente in questo caso sono da tenere in considerazione poiché, trattandosi di specie coltivate per produrre energia, interessano un settore che è il principale responsabile di questo tipo di emissioni.

Volendo semplificare la lettura dei risultati ottenuti in figura 59, nel grafico di figura 60

sono rappresentati i danni ambientali cumulativi medi, con i rispettivi valori di massimo e di minimo raggiunti, per singola coltura studiata.

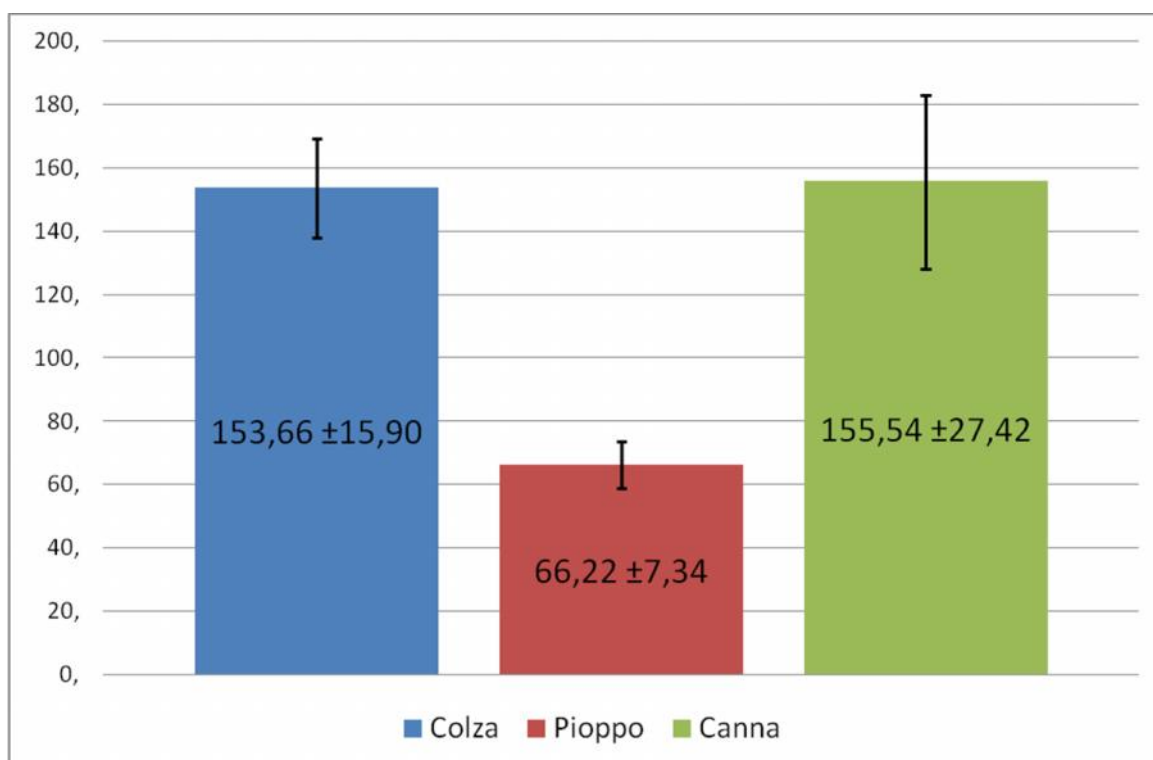


Figura 60: Punteggio singolo – Rappresentazione semplificata dei livelli di impatto (con indicazione di minimo e massimo), per colza, canna e pioppo, sull'unità di superficie (ha). I risultati sono espressi in Ecopunti.

Si può notare come, la comparazione su base areica evidenzia chiaramente come la canna, in base al metodo di valutazione utilizzato, risulti sicuramente la coltura più impattante, sebbene rappresenti una coltura con grandi potenzialità di miglioramento ambientale. Ancora poco conosciuta agli agricoltori e recentemente introdotta in ambito agricolo come coltura per la produzione di biomassa intensiva, i fattori produttivi impiegati possono risultare superiori rispetto alle reali necessità della coltura. Oltretutto nel presente studio non sono stati tenuti conto di altre caratteristiche ambientali della canna comune, estremamente importanti quanto di difficile misurazione quali le proprietà di ridurre l'erosione del suolo, la capacità di fitodepurazione, e potenziale habitat per specie selvatiche di interesse faunistico.

La colza, quale coltura a ciclo annuale non ha evidenziato significative differenze a livello generale e i livelli di impatto non mostrano valori molto diversi, e soprattutto, nelle

diverse categorie non esiste uno scenario che prevale o che è sempre peggiore rispetto agli altri.

Infine il pioppo, sulla base dei dati primari analizzati e le tecniche di coltivazione adottate da aziende reali, risulta, sia su base energetica che areica, la specie da biomassa con le migliori performance ambientali. Sebbene, su base energetica, per produzioni in linea con le attese, la scelta del pioppo o della canna appare ininfluyente e pertanto la scelta della coltura più idonea può essere fatta in funzione di altri fattori che possono essere economici, agronomici o logistici.

I risultati ottenuti attraverso la metodologia LCA, come già accennato per la canna, non hanno tenuto conto di alcuni aspetti ambientali di grande importanza per il ruolo che gioca l'agricoltura, non solo come fonte di beni alimentari ma anche come salvaguardia del territorio e del paesaggio: L'erosione dei suoli è un parametro che non è stato considerato nell'analisi ma che rappresenta un aspetto di fondamentale importanza parlando di impatti dell'agricoltura sull'ambiente, specie se in zone sensibili soggette a dissesto idrogeologico.

L'altra voce di bilancio trascurata è stata il sink di carbonio nel sottosuolo, che sembra essere più consistente nelle poliennali rispetto alle specie annuali (Monti e Zatta 2009, Zan et al. 2001).

È chiaro che tutta una serie di fattori non presi in considerazione renda la metodologia LCA non precisissima per le valutazioni ambientali in agricoltura. Tuttavia, presumendo la coltivazione delle diverse specie nel medesimo areale, e quindi con le medesime variabili ambientali, è sicuramente ipotizzabile una discordanza tra l'impatto reale e quello ottenuto dal modello, ma è comunque plausibile che l'errore sia proporzionale nei diversi scenari. Questo fa sì che nel confronto relativo il metodo risulti efficace, soprattutto a titolo comparativo, in quanto l'errore che si genera appare marginale.

Conclusioni

Dai risultati ottenuti nel presente studio è possibile concludere che:

- La categoria di impatto più colpita dai processi agricoli studiati, in termini di emissioni è il “Fossil depletion” causato principalmente dalla quantità di combustibili fossili (gas, oil) utilizzati per la produzione di concime chimico (urea) presente nei sottosistemi “Concimazione”. Anche le emissioni in atmosfera generate dalle macchine agricole giocano un ruolo importante, soprattutto per quanto riguarda la raccolta. Lo sfruttamento delle risorse e la salute umana sono le categorie di danno più colpite.
- Su base energetica (GJ) la coltura più impattante risulta essere il colza, per via della minore energia netta prodotta per ettaro. Seguono le poliennali che presentano valori nettamente meno impattanti. Per questo si può affermare che lo sfruttamento a scopo energetico dell’intera biomassa epigea è da preferirsi rispetto all’utilizzo della sola granella. La canna, grazie all’elevata produttività rappresenta la scelta migliore su base energetica similmente al pioppo.
- Su base areica (ha) la canna “P” risulta la coltura più impattante, ancor più della colza “P”, mentre le unità campionarie che hanno coltivato il pioppo, risultano anche su base areica le più sostenibili.
- Il pioppo, sulla base del campione di aziende agricole studiate, delle pratiche, input e macchine coinvolte, risulta la coltura energetica più sostenibile, dal punto di vista ambientale, per il territorio italiano, in sostituzione della barbabietola da zucchero, e negli areali più adatti alla sua coltivazione.
- L’analisi per mid-point è risultata utile per la comparazione degli scenari ma non fornisce un’indicazione del potenziale di impatto, altresì l’analisi per end-point, pur fornendo un’indicazione più precisa in merito, sembra essere troppo generica per analisi di sistemi sottoposti a variabili ambientali, quali i processi agricoli.

- La metodologia LCA, pur presentando delle criticità e delle lacune per l'analisi degli scenari di coltivazione (dovute alla mancanza di metodologie e modelli d'impatto studiati appositamente per il comparto agricolo) si ritiene comunque un efficace metodo comparativo della sostenibilità ambientale dei sistemi e delle filiere. Infatti, ipotizzando la coltivazione delle diverse specie nel medesimo areale, con le stesse variabili ambientali, è ipotizzabile che l'impatto reale sia diverso da quello ottenuto dal modello, ma proporzionalmente errato nei diversi scenari, quindi nel confronto relativo il problema risulta marginale.

Bibliografia

AAVV, AREA Scienze Park. (2007). I Biocarburanti. Le filiere produttive, le tecnologie, i vantaggi ambientali e le prospettive di diffusione. Gli oli vegetali puri, n.27, cap.3, p.19. http://www.unirc.it/documentazione/materiale_didattico/599_2012_327_14547.pdf

Addiscott T M. (2004). Nitrate, Agriculture and the Environment. Losses of Nitrogen from Arable Land. Cap. 5, p.74. ISBN 0851999131

AIEL. (2009a). ad opera di Francescato V, Antonini E, Zuccoli Bergomi L Legna e cippato, produzione, requisiti qualitativi e compravendita. Manuale Pratico. AIEL, p.24. http://nuke.biomassradecentres.eu/Portals/0/D2.1.1%20-%20WOOD%20FUELS%20HANDBOOK_BTC_IT.pdf

AIEL (2009b). Francescato V, Antonini E, Paniz A. Colture energetiche per i terreni agricoli. Produzione ed uso energetico delle biomasse prodotte da siepi e arboreti cedui a corta rotazione e Miscanto. Booklet AIEL. p.7. http://nuke.biomassradecentres.eu/Portals/0/D2.2.1%20SRC%20practical%20booklet_AIEL_%20IT.pdf

Angelini, GL, Ceccarini, L, Bonari, E, (2005a). Biomass yield and energy balance of giant reed (*Arundo donax* L.) cropped in central Italy as related to different management practices. Eur. J. Agron. 22, 375–389.

Angelini GL, Ceccarini L, Nasso N., Bonari E. (2005b). Long term evaluation of biomass production of giant reed (*Arundo donax* L.) to different fertilisation input, plant density and harvest time in a Mediterranean environment. In: Grassi, A., Maniatis, K. (Eds.), Proceeding of the 14th European Biomass Conference and Exhibition. Paris, October 17–21, pp. 141–144.

Bekunda M, Palm CA, de Fraiture C, Leadley P, Maene L, Martinelli LA, et al. (2008). Biofuels in developing countries. In: Howarth RW, Bringezu S, editors. Biofuels: environmental consequences and interactions with changing land use. Gumpersbach (D):

Scientific Committee on Problems of the environment International biofuels Project rapid assessment.

Berndes G, Hoogwijk M, VD Broek R. (2003). The contribution of biomass in the future global energy supply: a review of 17 studies. *Biomass and Bioenergy* 25:1-28.

Bisoffi S, Minotta G, Paris P. (2009). Indirizzi culturali e valorizzazione delle produzioni legnose fuori foresta. Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura. Taormina (ME), 16-19 ottobre 2008. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, p. 729-736.

Borjesson P, Berndes G. (2006). The prospects for willow plantations for wastewater treatment in Sweden. *Biomass and Bioenergy*, 30: 428-438.

Borjesson P, Tufvesson LM. (2011). Agricultural crop-based biofuels e resource efficiency and environmental performance including direct land use changes. *J Cleaner Prod.* 19:108e20.

Brandão M, Clift R, Milà i Canals L, Basson L. (2010). A Life-Cycle Approach to Characterising Environmental and Economic Impacts of Multifunctional Land-Use Systems: An Integrated Assessment in the UK. *Sustainability* 2: 3747-3776.

Brentrup F, Kusters J, Kuhlmann H, Lammel J. (2001). Application of the Life Cycle Assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilizers. *European Journal of Agronomy.* 14:221-233.

Chiaramonti D, Recchia L. (2010). Is life cycle assessment (LCA) a suitable method for quantitative CO₂ saving estimations? The impact of field input on the LCA results for a pure vegetable oil chain. *Biomass Bioenergy*;34(5): 787–97.

Di Candilo M, Ceotto E. (2011). La coltivazione della canna comune (*Arundo donax* L.) ad uso energetico nel Nord Italia. Il contributo dei progetti di ricerca SUSCACE e FAESI. A cura di Luigi Pari. Ed. Nuova Cultura. pp. 631-648. ISBN 978-88-6134-730-4

Del Gatto A, Pieri S, Mangoni L, Mastroianni M, Campi P, Verdini L. (2010). Colza: inutile esagerare con l'azoto e densità di semina. *L'Informatore Agrario*. 35:66-68.

Dickmann DI. (2006). Silviculture and biology of short – rotation woody crops in temperate regions: Then and now. *Biomass and bioenergy*. 30: 696–705.

Enama. (2010). Valorizzazione energetica degli oli vegetali puri. Progetto Biomasse. p 7. <http://www.progettobiomasse.it/it/pdf/booklet/giallo.pdf>

Eucar, Concawe, EC Joint Research Centre (JRC). (2008). Well-to-wheels and well to tank analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context, Version 8. http://ies.jrc.ec.europa.eu/uploads/media/WTW_Report_010307.pdf

European Environment Agency (EEA). (2008). Maximising the environmental benefits of Europe's bioenergy potential. EEA technical report No 10/2008. Copenhagen (DK): EEA; 2008. 98.

European parliament and Council. (2009). Directive 2009/28/EC, about the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC. Official Journal of European Union. 2009-5e6.

EUROSTAT “Energy yearly statistics (2005)” <http://ec.europa.eu/eurostat>

Fang, X, Tian D L, Xu C H.(2003). A productivity and carbon dynamics of Masson pine plantation. *Journal of Central South Forestry University* 23 (2), 11–15.

Fang, X, Tian, D L, Xiang W H. (2002). Density, storage and distribution of carbon in Chinese fir plantation at fast growing stage. *Scientia Silvae Sinicae* 38 (3), 14–19.

Fang S, Xue J, Tang L. (2006). Biomass production and carbon sequestration potential in poplar plantations with different management patterns. *Journal of Environmental Management*. 85 (2007) 672–679

Fargione J, Hill J, Tilman D, Polasky S, Hawthorne P. (2008). Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science*.319:1235.

Farrell AE, Plevin RJ, Turner BT, Jones AD, O'Hare M, Kammen DM. (2006). Ethanol can contribute to energy and environmental goals. *Science*; 311:506e8.

Frascarelli A. (2011). Le energie rinnovabili in agricoltura. *agrireregionieuropa*. Anno 7, Numero 24. http://www.agrireregionieuropa.univpm.it/dettart.php?id_articolo=766.

Fritsche UR, Hünecke K, Hermann A, Schulze F, Wiegmann, K. Sustainability standards for bioenergy. WWF Germany, Frankfurt am Main (2006). [cited 2012 Oct.]. Available from: <http://www.oeko.de/oekodoc/305/2006-014-en.pdf>.

Fritsche UR, Sims REH, Monti A. (2010). Direct and indirect land-use competition issues for energy crops and their sustainable production e an overview. *Biofuels Bioprod Bioref*. 4:692e704.

Frischknecht R., Braunschweig A., Hofstetter P. and Suter P. (2000). Human Health Damages due to Ionising Radiation in Life Cycle Impact Assessment. In *Review Environmental Impact Assessment*, 20(2), pp. 159-189

Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.J., Bauer C., Doka G., Dones R., Hischer R., Hellweg S., Humbert S., Köllner T., Loerincink Y., Margni M., Nemecek T. (2007). Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods, *Ecoinvent report No. 3*, Swiss Centre for Life cycle Inventories, Dübendorf, CH.

Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, Seitzinger SP, Howarth RW, Cowling EB, Cosby BJ. (2003). The nitrogen cascade. *BioScience* 53(4):341-356

Gasol M.C., Gabarell X., Anton A., Rigola M., Carrasco J., Ciria P., Solano M.L., Rieradevall J. (2007). Life cycle assessment of a Brassica carinata bioenergy cropping system in southern Europe". *Biomass and Bioenergy*, Volume 31,

Gasol M.C., Gabarell X., Anton A., Rigola M., Carrasco J., Ciria P., Solano M.L., Rieradevall J. (2009). LCA of poplar bioenergy system compared with Brassica carinata energy crop and natural gas in regional scenario. Biomass and Bioenergy, Volume 33, Issue 1, Pages 119-129

Gecchele, F. Mosca, G. Zampetti, F. Rampin, E. (A.A. 2011-2012). Risposta del colza invernale da olio (Brassica napus L. var. oleifera) all'azoto: efficienza d'uso e produzione di granella. Università di Padova, Facoltà di Agraria, Dipartimento di Agronomia Ambientale e Produzioni Vegetali. Tesi di Laurea. http://tesi.cab.unipd.it/37689/1/TESI_GECHELE.pdf.

Giuca S. (2007). Le biomasse nella politica energetica comunitaria e nazionale. Anno 3, Numero 9.

Goedkoop M. e Spriensma R., (2001). The Eco-indicator 99: A damage oriented method for Life Cycle Assessment, Methodology Report, Third edition. Pré Consultants, Amersfoort (NL), Netherlands.

Goedkoop M.J., Heijungs R, Huijbregts M., De Schryver A.; Struijs J., Van Zelm R. (2009). ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition Report I: Characterisation; 6 January 2009, <http://www.lcia-ReCiPe.net>.

González-García S, Gasol CM, Gabarrell X, Rieradevall J, Moreira MT, Feijoo G. (2009). Environmental aspects of ethanol based fuels from Brassica carinata: a case study of second generation ethanol. Renew Sust Energ Rev 2009;13(9):2613-20.

González-García A, Bacenetti J, Murphy RJ, Fiala M. (2012). Present and future environmental impact of poplar cultivation in the Po Valley (Italy) under different crop management systems. Journal of Cleaner Production; 26:56-66

Guinée J.B., Gorée M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., van Oers L., Wegener Sleeswijk A., Suh S., Udo de Haes H.A., de Bruijn H., van Duin R. e Huijbregts MAJ, (2002). Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).

Hallam A, Anderson I C, Buxton D R. (2001). Comparative economic analysis of perennial, annual, and intercrops for biomass production. 21, 6:407-424.

Halleux H, Lassaux S, Renzoni R, Germain A. (2008). Comparative life cycle assessment of two biofuels ethanol from sugar beet and rapeseed methyl ester. Int J LCA;13:184e90.

Hayashi K, Gaillard G and Nemecek T. (2007). Life Cycle Assessment of Agricultural Production Systems: Current Issues and Future Perspectives. Food & Fertilizer Technology Center.

http://www.agnet.org/library.php?func=view&id=20110721140039&type_id=2

Hauschild M. (2000). Estimating pesticide emissions for LCA of agricultural products. In: Weidema, B.P. and Meeusen M.J.G. Agricultural data for Life Cycle Assessments. Vol.2. The Hague, The Netherlands. LCA net food, pp. 64-72 (Chapter 22). Report 2.00.01; ISBN 90-5242-563-9

Hazell P, Wood S. Drivers of change in global agriculture. (2008). Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci. 363(1491): 495–515.

<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2610166/>

Helsen ZR. (1992). Energy and Alternatives for fertilizer and pesticide use. In: Fluck RC (ed) Energy in farm production, vol. 6. In: Stout BA (ed) Energy in world agriculture. Elsevier Science, Amsterdam pp 177-202.

Hofmann M., (2007). Energieholzproduktion in der Landwirtschaft. FNR.

Huijbregts MAJ. (1998). LCA methodology e Application of uncertainty and variability in LCA. Int J LCA. 5:273e80.

Huijbregts M.A.J., Thissen U., Guinée J.B., Jager T., Van de Meent D., Ragas A.M.J., Wegener Sleeswijk A., Reijnders L., (2000). Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment, I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. *Chemosphere* 41: 541-573.

International Organization Standardization. (2006). UNI EN ISO 14040:2006. Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Principi e quadro di riferimento. ICS : [13.020.10] [13.020.60] - UNI EN ISO 14044:2006. Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Requisiti e linee guida. ICS : [13.020.10] [13.020.60].

IPCC (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventory. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme.
http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf .

IPCC (2007). Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K.B., Tignor M. and Miller H.L. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp 996.

ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale). (2011). Agricoltura, Emissioni Nazionali in Atmosfera dal 1990 al 2009. Rapporti 140/2011:12.

ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale). (2013). Linee guida per la valutazione del dissesto idrogeologico e la sua mitigazione attraverso misure e interventi in campo agricolo e forestale. Manuale e linee guida 85/2013.

Jungbluth N, Chudacoff M, Dauriat A, Dinkel F, Faist Emmenegger M, Gnansounou E, et al. (2007). Life cycle inventories of bioenergy. Dubendorf (CH): Ecoinvent report No. 17, Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

JRC. (2010). ILCD Handbook (International Reference Life Cycle Data System Handbook) – Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment model and indicators. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environmental and Sustainability.

Kim S, Dale BE. (2005). Life cycle assessment of various cropping systems utilized for producing biofuels: bioethanol and biodiesel. *Biomass Bioenergy*; 29:426-39.

Karacic A. (2005). Production and ecological aspects of short rotation poplars in Sweden. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.

Kros J. (2002). Evaluation of biogeochemical models at local and regional scale. PhD Thesis Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.

Lankoski J and Ollikainen M. (2011). Biofuel policies and the environment: Do climate benefits warrant increased production from biofuel feedstocks? *Ecological Economics* 70 (4): 676–687.

Larson E. (2005). A review of LCA studies on liquid biofuels for the transport sector, scientific and technical advisory panel of the global environment facility workshop on liquid biofuels, New Delhi, India.

Laureysens I, De Temmerman L, Hastir T, Van Gysel M, Ceulemans R. (2005). Clonal variation in heavy metal and biomass production in a poplar coppice culture. II. Vertical distribution and phytoextraction potential. *Environmental Pollution*, 133: 541-551.

Lewis T. (2007). Bewirtschaftung von Kurzumtriebsflächen. FHP, Progetto KnowForAlp, Alpine Space Interreg III B.

Loomis RS and Connors DJ. (1992). Crop ecology: productivity and management in agriculture systems, chap. 15. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 400-427.

McLaughlin, N.B, Hiba A, Wall GJ and King DJ. (2000). Comparison of Energy Inputs for Inorganic Fertilizer and Manure Based Corn Production. Canadian Agricultural Engineering 42, no. 1

Monti A, Fazio S, Venturi G.. (2009). Cradle-to-farm gate Life Cycle Assessment in perennial energy crops. Europ. J. Agronomy. 31:77-84.

Monti A, Zatta A. (2009). Root distribution and soil moisture retrieval in perennial and annual energy crops in Northern Italy. Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 132, Issues 3-4, pp 252-259.

Muñoz C, Paulino L, Monreal C and Zagal E.(2010). Greenhouse gas (CO₂ and N₂O) emissions from soils: a review. Chilean journal of agricultural research 70(3):485-497

Nassi N o Di Nasso,, Angelini LG, Bonari E. (2010). Influence of fertilisation and harvest time on fuel quality of giant reed (*Arundo donax* L.) in central Italy. Europ. J. Agronomy 32 (2010) 219–227

Nemecek T & Kagi T. (2007). Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production System. Final report ecoinvent V.2.0 No. 15a. Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich and Dubendorf, CH, retrived from: www.ecoinvent.ch.

Pampana, S. and Masoni, A. (2001). Dipartimento. di Agronomia e Gestione dell'Agroecosistema, Università di Pisa. Dispense. <http://risorseidriche.arsia.toscana.it/UserFiles/File/idrico/RIANPA/12-Fertilizzanti.pdf>

Paniz A. (2012). Italia: leader europeo per produzione e vendita di stufe a pellet. Agriforenergy. Anno IV n.1.

Pari, L., (1998). First tests of an *Arundo donax* (giant reed) rhizomes harvester. In: Kopetz, H., Weber, T., Pals, W., Chartier, P., Ferrero, G.L. (Eds.), Proceedings of the

International Conference on Biomass for Energy and Industry. Wurzburg, Germany, 8–11 June. CARMEN, Rimpf Germany, pp. 824–826.

Pari L., (2012). I progetti di ricerca SUSCACE e FAESI: un contributo alle conoscenze scientifiche per promuovere le filiere agro-energetiche. 6. In: Progetti di ricerca SUSCACE e FAESI. Recenti acquisizioni scientifiche per le colture energetiche. Sherwood 183, Supplemento 2.

Patzek TW. (2010). A probabilistic analysis of the switchgrass ethanol cycle. Sustainability. 10:3158e94.

Perttu KL. (1998). Environmental justification for short rotation forestry in Sweden. Biomass and Bioenergy, 15: 1-6.

Pimental D. and Krummel J., (1987). Biomass energy and soil erosion: assessment of resource costs. Biomass 14, 15-38.

Potting J. Beusen A., Øllgaard H., Hansen O.C., De Haan B., Hauschild M. (2005). Aquatic eutrophication. In: Potting J., Hauschild M (eds). Technical background for spatial differentiation in life cycle impact assessment. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen.

Punter G, Rickeard D, Larive JF, Edwards R, Mortimer N, Horne R, et al.. (2004). Well-to-Wheel evaluation for production of ethanol from wheat. Report by the Low CVP fuels working group, FWG-P-04e024; 2004.

Reinhardt G, Quirin M, Gartner S, Pehnt M. (2004). Comparison of well-to-wheel analyses of biofuels for transportation. World conference and technology exhibition on biomass for energy. Italy: Industry and climate protection Rome.

Sanz Requena JF, Guimaraes AC, Quirós Alpera S, Relea Gangas E, Hernandez-Navarro S, Navas Gracia LM, Martin-Gil J, Fresneda Cuesta H. (2011). Life Cycle Assessment

(LCA) of the biofuel production process from sunflower oil, rapeseed oil and soybean oil. *Fuel Process Technol*;92(2): 190–9.

Scarascia Mugnozza G, Paris P. (2007). Nuovi impieghi ambientali per il pioppo. In: “Il libro bianco della pioppicoltura. Supplemento al 26/2008 di *Agrisole*: 44-46.

Schaap M., Timmermans RMA, Roemer M, Boersen M., Builtjes PJH, Sauter FJ, Velders GJM, Beck JP, (2008). The LOTOS-EUROS model: description, validation and latest developments. *International Journal of Environmental and Pollution*. 32 (2), 270-290

Scharlemann JPW, Laurence WF. (2008). How green are biofuels? *Science*;319: 43–4.

Sixto H, Hernández M J, M. Barrio, Carrasco J, Cañellas I. (2007). Plantaciones del género *Populus* para la producción de biomasa con fines energéticos: revision. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*. 16(3), 277-294

Tilman D, Hill J, Lehman C. (2006). Carbon-Negative biofuels from low-Input high-Diversity grassland biomass. *Science*; 314:1598e600.

Tolbert V.R., Thornton F.C., Joslin J.D., Bock B.R., Bandaranayake W.E., Tyler D., Pettry D., Green T.H., Makik R., Bingham L., Houston A.E., Shires M., Dewey J. and Schoenholtz S., (1998). Soil and water quality aspects of herbaceous and woody energy crop production: lessons from research-scale comparison with agricultural crops. *Proc. BioEnergy '98: Expanding Bioenergy Partnership*, Madison, Wisconsin, October 4-8, 1998.

Tsoutsos T, Kouloumpis V. Zafiris A, Foteinis S. (2010). Life Cycle Assessment for biodiesel production under Greek climate conditions. *Journal of Cleaner Production* 2010, Vol. 18, pp. 328–335.

Van Jaarsveld J.A., (1995). Modelling the long-term atmospheric behavior of pollutants on various spatial scales. PhD Thesis, University of Utrecht, Utrecht.

Van Jaarsveld J.A, Van Pul WAJ, De Leeuw FAAM, (1997). Modelling transport and deposition of persistent organic pollutants in the European region. *Atmospheric Environment* 7, 1011-1024.

WMO (World Meteorological Organization), (2003). Scientific Assessment of Ozone Depletion: Global Ozone Research and Monitoring Project – Report No. 47.

Zah R, Boni H, Gauch M, Hischier R, Lehmann M, Wager P. (2007). Life cycle assessment of energy products: environmental assessment of biofuels. Bern (CH): EMPAD technology and society Lab.

Zan CS, JW. Fyles, P. Girouard, R.A. Samson. (2001). Carbon sequestration in perennial bioenergy, annual corn and uncultivated systems in southern Quebec *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 86, Issue 2, pp 135-144.