

ARTICLE INFO

Received 27 October 2023
 Revised 09 November 2023
 Accepted 11 November 2023
 Published 31 December 2023

AFFRONTARE LA COMPLESSITÀ Integrare LCA, ERA ed ESA per valutare impatti e benefici antropici sulla biosfera

DEALING WITH COMPLEXITY Integrating LCA, ERA and ESA to assess human impacts and benefits on the biosphere

Cesare Sposito, Giuseppe De Giovanni

ABSTRACT

Le modalità con cui viviamo, indipendentemente dal luogo in cui ciò avviene, hanno un impatto sulla biosfera e determinano reazioni a catena in ambiti differenti che influenzano tanto la natura quanto l'essere umano a scala globale: cambiamento climatico, rischi per la salute e perdita della biodiversità concorrono a una condizione di policrisi che amplifica lo stato di incertezza sul nostro futuro e la vulnerabilità dell'intero ecosistema, soprattutto perché le azioni progettuali messe in campo non affrontano la cogente questione ambientale in chiave sistemica e olistica. In quest'ottica il contributo si fa promotore di una integrazione dei tre strumenti di analisi LCA, ERA ed ESA per valutare l'insieme degli impatti e dei benefici delle attività antropiche alle diverse scale spaziali e temporali mettendone in evidenza punti di forza, limiti e criticità, ma anche obiettivi, metodologie di indagine, metriche e percorsi causa-effetto, riferendo con approccio critico anche delle recenti attività di ricerca che hanno tentato una loro combinazione.

How we live, regardless of where this happens, impacts the biosphere and leads to chain reactions in different spheres that affect both nature and humans on a global scale: climate change, health risks, and loss of biodiversity all concur in a polycrisis condition that amplifies the state of uncertainty surrounding our future and the vulnerability of the entire ecosystem, especially since the design actions put in place do not address the cogent environmental issue systemically and holistically. With this in mind, the paper advocates for an integration of LCA, ERA and ESA, three analysis tools, to assess the totality of impacts and benefits of anthropogenic activities at different spatial and temporal scales by highlighting their strengths, limitations and critical issues, but also their objectives, survey methodologies, metrics and cause-effect pathways, critically reporting also on recent research which has attempted their combination.

KEYWORDS

valutazione del ciclo di vita, valutazione del rischio ambientale, valutazione dei servizi ecosistemici, integrazione, approccio olistico e sistemico

life cycle assessment, environmental risk assessment, ecosystem services assessment, integration, holistic and systemic approach

Cesare Sposito, Architect and PhD, is an Associate Professor of Architecture Technology at the Department of Architecture, University of Palermo (Italy). Founding member of Demetra Centro Documentazione e Ricerca Euro-Mediterranea (Ce.Ri.Med.) and the Italian Society of Architectural Technology (SITdA), he is the co-Director of Agathón Journal. His main research focuses are environmental sustainability, innovative materials for architecture, energy conservation in buildings, and the conservation process with a focus on protection systems for archaeological sites. E-mail: cesare.sposito@unipa.it

Giuseppe De Giovanni, Architect, is a Full Professor of Architecture Technology at the Department of Architecture of the University of Palermo (Italy). A member of the SITdA, he is the co-Director of Agathón and President of Demetra Ce.Ri.Med. and Chairman of the Scientific Committee of the National Sustainable Architecture Institute (INSA). His research topics include studying traditional and innovative materials, temporary architecture in emergency, health and recreation, technological and domestic design of homes for the elderly with neurodegenerative diseases, and product design for Design for All. E-mail: giuseppe.degiovanni@unipa.it



■ Affrontare la Complessità è il titolo del volume di Federico Butera (2021) che restituisce con una visione ampia e con dati esaustivi la particolare condizione in cui versa il nostro Pianeta: sebbene abbia un carattere prevalentemente divulgativo, il volume si fonda sui risultati di ricerche scientifiche condotte da Organizzazioni internazionali e studiosi con l'obiettivo di restituire «[...] una realtà profondamente complessa e interconnessa, in cui i fenomeni climatici e ambientali incidono su quelli umani e sociali, e viceversa» (Fioramonti, 2021, p. 9) e far emergere come la biosfera sia governata da un sistema di relazioni e interconnessioni, rispetto alle quali modifiche anche piccole in uno specifico contesto determinano reazioni a catena in ambiti differenti, influenzando tanto la natura quanto l'essere umano a scala globale.

Se in passato l'uomo è stato uno dei tanti fattori che hanno modificato l'ecosistema oggi l'attività antropica è considerata una delle principali cause del cambiamento climatico e dell'innalzamento delle temperature terrestri e marine, a tal punto che l'era in cui viviamo è stata denominata Antropocene (Crutzen and Stoermer, 2000): a partire dalla seconda metà del XVIII secolo le attività dell'uomo e il progresso (scientifico e tecnologico) hanno prodotto effetti tangibili ed esponenzialmente accelerati sulla biosfera, da un lato rendendo precario l'equilibrio del suo ecosistema, dall'altro incidendo su sicurezza, salute, benessere nonché sulla disponibilità di beni e mezzi di sussistenza dei suoi abitanti (Meadows et alii, 1972; Aprea, D'Ambrosio and Di Martino, 2019). Anche Thomas L. Friedman (2016) rileva una condizione in continua ed esponenziale evoluzione: il pianeta che popoliamo già nel 2030 sarà molto diverso da quello che conosciamo perché soggetto alle tre 'forze' della Legge di Moore con la tecnologia, del Mercato con la globalizzazione e di Madre Natura con il cambiamento climatico e la perdita di biodiversità che pressano contemporaneamente sulla biosfera.

La 'complessità' della condizione nella quale ci troviamo è quindi evidente e il cambiamento climatico, secondo Amitav Ghosh (2017), non è un pericolo in sé, ma rappresenta un 'moltiplicatore di minacce' che stressa e amplifica l'instabilità e l'insicurezza già presenti in alcune aree del mondo, incidendo pure sull'economia (Fig. 1). A riprova di ciò due recenti Rapporti restituiscono prospettive a dir poco allarmanti: mentre secondo il World Economic Forum (WEF, 2021), a livello globale, un aumento della temperatura fino a 3,2 °C entro la metà del secolo potrebbe ridurre fino al 18% il PIL mondiale, la World Meteorological Organization (WMO, 2021) riferisce che tra il 1970 e il 2019 le vite umane spente a causa del cambiamento climatico sono state oltre 2 milioni e che soltanto in Europa le morti per caldo estremo potrebbero aumentare da 2.700 a 90.000 ogni anno entro il 2100.

Secondo la Commissione dell'Intergovernmental Panel on Climate Change delle Nazioni Unite (IPCC, 2018, 2023) causa ed effetto dei suddetti fenomeni sono da ricondurre al costante aumento del surriscaldamento atmosferico che potrebbe comportare un innalzamento delle temperature medie globali di circa 5,8 °C entro la fine del secolo. Nel complesso è evidente che l'impronta ecologica collettiva di molti Paesi abbia già superato notevolmente la relativa 'biocapacità'

(Beyers and Wackernagel, 2019; Fig. 2), una condizione odierna questa che fa sì che la maggior parte dei Paesi industrializzati siano identificati come 'creditori ecologici' (Świąder et alii, 2020).

Rilevano poi Losasso e Verde (2020) come la crisi pandemica da Covid-19 abbia ulteriormente inciso su uno scenario già critico, amplificando i rischi ambientali e generando uno stato di progressiva e inarrestabile 'policrisi', segnalato anche da Morin (2020), che sovraesponde l'intero ecosistema e ne aumenta la vulnerabilità alle catastrofi ambientali. Il recente rapporto del WWF Italia (Pratesi, 2020), che analizza gli effetti delle pandemie sugli ecosistemi, evidenzia infatti come gli impatti biologici e quelli climatico-ambientali tendano a sovrapporsi amplificando gli effetti negativi su diversi tipi di capitale naturale (biodiversità), umano (benessere), sociale (interazioni), culturale (conservazione e valorizzazione) e finanziario (produttività), effetti coerenti con quanto rilevato dall'Alleanza Italiana per lo Sviluppo Sostenibile (ASviS, 2020) che ha effettuato una valutazione quantitativa preliminare del probabile impatto del Covid-19 su oltre 100 indicatori utilizzati per elaborare gli indici compositi dei 17 Obiettivi di Sviluppo Sostenibile – SDG (UN, 2015), riscontrando un forte impatto negativo sugli Obiettivi 1 (sconfiggere la povertà), 3 (salute e benessere), 4 (istruzione di qualità), 8 (lavoro dignitoso e crescita economica), 9 (imprese, innovazione infrastrutture) e 10 (ridurre le disuguaglianze) e uno positivo sull'Obiettivo 13 (lotta al cambiamento climatico), grazie al lockdown.

La complessità del tema è tale che a partire dai primi interrogativi sulla liceità per l'uomo di avocare a sé il diritto di controllare la natura (Carson, 1962), con una lenta ma continua presa di coscienza sulla condizione di emergenza prendono corpo nuovi paradigmi, approcci e scienze con i quali si avvia una rivoluzione del pensiero che rivede la posizione dell'uomo rispetto all'ambiente e mette in discussione l'approccio antropocentrico che ha caratterizzato le prime due rivoluzioni industriali (Lauria and Azzalin, 2021).

I Rapporti The Limits of Growth (Meadows et alii, 1972) e Our Common Future (WCED, 1987) aprono la strada a noti e consolidati documenti programmatici che partendo dall'Agenda 21 (UN, 1992), dal pacchetto Clima-Energia 20-20-20 (European Commission, 2009) e dagli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile dell'Agenda 2030 (UN – General Assembly, 2015) e attraverso il Piano d'Azione dal titolo Closing the Loop (European Commission, 2015), l'European Green Deal (European Commission, 2019), la Renovation Wave (European Commission, 2020a), il Circular Economy Action Plan (European Commission, 2020b) e il NextGenerationEU (European Commission, 2020c) arrivano al New European Bauhaus (European Commission, 2021a). Tuttavia lo stato di emergenza sulla questione ambientale permane: la European Environmental Agency (EEA, 2021) rileva che l'auspicato 'disaccoppiamento' della crescita economica dall'utilizzo delle risorse non sta avvenendo e segnala che l'economia circolare potrebbe addirittura incentivare una strategia di crescita con un incremento del consumo di materie non rinnovabili, portando ad esempio l'Unione Europea nella quale durante il 2019 soltanto il 12% circa del materiale è stato riciclato, mentre nel resto del mondo la circolarità è addirittura in calo (Circle Economy, 2021).

Diverse sono le azioni promosse dai documenti programmatici che il mondo scientifico ha restituito con progetti di ricerca su abbattimento dei consumi energetici nelle diverse fasi del processo edilizio, realizzazione di distretti a energia positiva, comunità energetiche, architetture off-grid e strumenti per il monitoraggio dei consumi energetici (Broström, Donarelli and Berg, 2017; Tajima and Nasu, 2020; Gaspari et alii, 2022; Ferrante, Romagnoli and Villani, 2023), su resilienza mitigativa e adattiva alle diverse scale del progetto (Paoletti, 2017; Desmaison et alii, 2019; Tucci et alii, 2022; Andaloro, de Waal and Suurenbroek, 2022; De Joanna, Bronzino and Lusi, 2022; Oliveri, 2022; Tucci and Carlo Ratti Associati, 2023), su circolarità con riciclo di materiali edili, di scarto e da potatura, upcycling di oggetti e tessuti e impiego di materiali da costruzione a base biologica o facilmente riciclabili (Kasper and Stroomer, 2021; Kreissl, 2021; Marji, Shawash and Marji, 2021; Büscher, Polster and Klusmann, 2022; Ferrara and Squatrito, 2022; Romano et alii, 2022; Baratta et alii, 2023, Santos Malaguti de Sousa et alii, 2023).

E ancora, su reversibilità e disassemblaggio di elementi e componenti edilizi (Durmisevic, 2006, 2018, 2019; Baiani and Altamura, 2019; Sposito and Scalisi, 2020; Scalisi and Sposito, 2021; Crippa et alii, 2022) e su infrastrutture verdi e servizi ecosistemici con cataloghi aperti di soluzioni basate sulla natura, strategie per la sottrazione e lo stoccaggio del carbonio in ambito urbano, per la regimentazione delle acque piovane e la mitigazione delle isole di calore, tetti verdi con vegetazione spontanea e a bassa manutenzione e per il paesaggio agrario urbano orizzontale e verticale (Tucci and Giampaletti, 2022; Chaves Coelho Leite, Gobatti and Gamba Huttenlocher, 2022; Valente et alii, 2022; Clemente et alii, 2022; D'Ambrosio, Di Martino and Rigillo, 2022; Cocci Grifoni et alii, 2022; Sommariva, Canessa and Tucci, 2022; Basso et alii, 2022; Bologna and Hasanaj, 2023). Tuttavia le ricerche affrontano specifiche criticità e offrono soluzioni puntuali trascurando di frequente la complessità e la portata degli effetti dell'azione antropica alle diverse scale del costruito.

Una chiave di lettura per affrontare la 'complessità' nel settore edilizio sembra offrirlo il citato New European Bauhaus, un Programma che si propone come 'ponte' tra scienza, tecnologia e arte, avviando un progetto culturale e formativo da strutturare nel settennio 2021-2028 (Scalisi and Ness, 2022); l'obiettivo è la creazione di una 'società a basse emissioni di carbonio, giusta e rigenerativa', con il 'passaggio da un'economia di crescita a un'economia di appartenenza', attraverso una 'progettazione in simbiosi' con la natura. Ciò che caratterizza il Programma è una visione libera dagli schemi tradizionali e anticonformista che, secondo Bason et alii (2020), può fungere da 'vettore' per guidare i cambiamenti necessari, promuovendo una vasta gamma di missioni interconnesse, audaci, ispiratrici e con ampia rilevanza sociale tanto da trasformare un'avanguardia in una 'nuova ondata' di cambiamento sistemico. Tuttavia David Ness (2021) rileva la necessità che in una società post-industriale, per affrontare le sfide dell'emergenza climatica, 'la ragion d'essere' del Nuovo Bauhaus e la sua ambizione ispiratrice si sposino con una minore produzione e consumo garantendo al contempo che

nessuno sia lasciato indietro e si riesca a rispondere alle esigenze dei cittadini in modo meno materiale e 'intensivo'.

Se da un punto di vista concettuale il nuovo Bauhaus apre a una decostruzione e a un ridisegno radicale degli attuali approcci all'architettura, da un punto di vista pragmatico esistono metodi di valutazione degli impatti dell'azione antropica e strumenti informatizzati che fanno parte dell'ampia categoria dei Decision Support Systems e che forniscono supporto decisionale nel valutare le diverse condizioni di progetto attraverso moduli, database e algoritmi funzionali per risolvere complessi problemi qualitativi e quantitativi con un approccio sistemico, individuando le migliori strategie d'intervento, definendo le potenziali alternative e consentendone un'analisi comparativa. Tra quelli consolidati nel panorama internazionale sono da segnalare la Valutazione del Ciclo di Vita (Life Cycle Assessment - LCA), che consente di calcolare i potenziali impatti ambientali (cambiamenti climatici, esaurimento risorse, effetti sull'ecosistema e sulla salute umana) associati a un prodotto, un processo o un sistema lungo il suo ciclo di vita, la Valutazione del Rischio Ambientale (Environmental Risk Assessment - ERA), che mira a valutare i potenziali rischi derivanti dalle attività umane o da eventi catastrofici con danni all'uomo, al paesaggio o all'ecosistema, e infine la Valutazione dei Servizi Ecosistemici (Ecosystem Services Assessment - ESA), che stima il contributo degli ecosistemi al benessere umano quando un'attività antropica si svolge all'interno di un ecosistema.

Tuttavia questi validi strumenti di valutazione, che sono spesso trascurati o peggio ancora sottostimati, restituiscono singolarmente solo una visione parziale degli effetti generati dall'azione dell'uomo sull'ambiente e pertanto non consentono di valutare strategie in grado di affrontare una con-

dizione della biosfera caratterizzata da un complesso sistema di relazioni e interconnessioni, in cui i fenomeni climatici e ambientali incidono su quelli umani e sociali e viceversa, e rispetto alle quali modifiche anche piccole in uno specifico contesto, determinano reazioni a catena in ambiti differenti, influenzando tanto la natura quanto l'essere umano a scala globale.

In tale ottica il saggio ha l'obiettivo di contribuire a future attività di ricerca su una possibile integrazione di LCA, ERA ed ESA in un'unica metodologia che, con approccio sistemico e olistico, possa consentire una valutazione esaustiva degli impatti e dei benefici, alle diverse scale spaziali e temporali, delle attività antropiche nella biosfera. Allo scopo il contributo è strutturato in diverse sezioni: le prime tre introducono le rispettive metodologie di valutazione evidenziandone obiettivi, scale temporali e geografiche di indagine, metriche, percorsi causa-effetto, tipologia di approcci; la quarta sezione evidenzia i punti di forza, i limiti e le criticità di LCA, ERA ed ESA, anche con riferimento a recenti ricerche e a strumenti digitali e database disponibili; la quinta sezione ne analizza differenze e similitudini prevalentemente rispetto a variabilità nello spazio e nel tempo dei fattori di stress e/o dei benefici, valutazioni dell'esposizione aggregate o cumulative, incertezza dei risultati e percorsi della catena causa-effetto; la sesta sezione illustra lo stato dell'arte sulla integrazione di LCA, ERA ed ESA, evidenziando le criticità che possono emergere dalle diverse combinazioni dei sistemi di valutazione; alcune riflessioni su possibili sviluppi futuri concludono lo studio.

Metodologia e limiti dello studio | Lo studio è stato condotto con il metodo della Scoping Review (Arksey and O'Malley, 2005), una metodologia di ricerca che consente di creare una 'map-

patura' della letteratura scientifica disponibile su un tema, e nel caso specifico sulle potenzialità e modalità di integrazione delle valutazioni LCA, ERA ed ESA evidenziandone punti di forza, limiti e criticità. Per analizzare lo stato dell'arte sull'integrazione delle tre metodologie è stato utilizzato il database Scopus, tramite il quale sono state selezionate le ricerche pubblicate nel periodo tra il 1° gennaio 2013 e il 15 settembre 2023; l'indagine è stata condotta inserendo nel database stringhe con le diverse combinazioni dei nomi delle tre metodologie e dei loro acronimi - Life Cycle Assessment, LCA, Ecosystem Services Assessment, ESA, Environmental Risk Assessment, ERA - e selezionando i contributi che rispondevano a tutte e tre le seguenti condizioni: 1) presenza nel titolo di almeno due metodologie e di un riferimento alla loro integrazione; 2) sviluppo di una metodologia di integrazione; 3) applicazione dell'integrazione proposta a un caso studio; 4) testi in lingua inglese.

Nonostante l'approccio metodologico abbia prodotto risultati rilevanti in termini di numero di pubblicazioni e di citazioni ricevute dalle stesse, tra i limiti della ricerca si segnalano l'utilizzo di un unico database, la scelta di parole chiave limitate alla nomenclatura delle tre metodologie di analisi, la selezione di testi in sola lingua inglese e la perimetrazione dello studio all'interno degli ultimi undici anni. Tuttavia i criteri di indagine sono stati attentamente valutati e si ritengono giustificati - per le finalità del presente studio - dal fatto che Scopus e la lingua inglese costituiscono un riferimento per la comunità scientifica internazionale, le combinazioni tra le diverse parole chiave consentono di individuare già dal titolo i contributi di interesse per il presente studio e infine il periodo di riferimento è stato ritenuto adeguato a restituire un'ampia casistica di studi sulle possibili integrazioni delle tre metodologie.

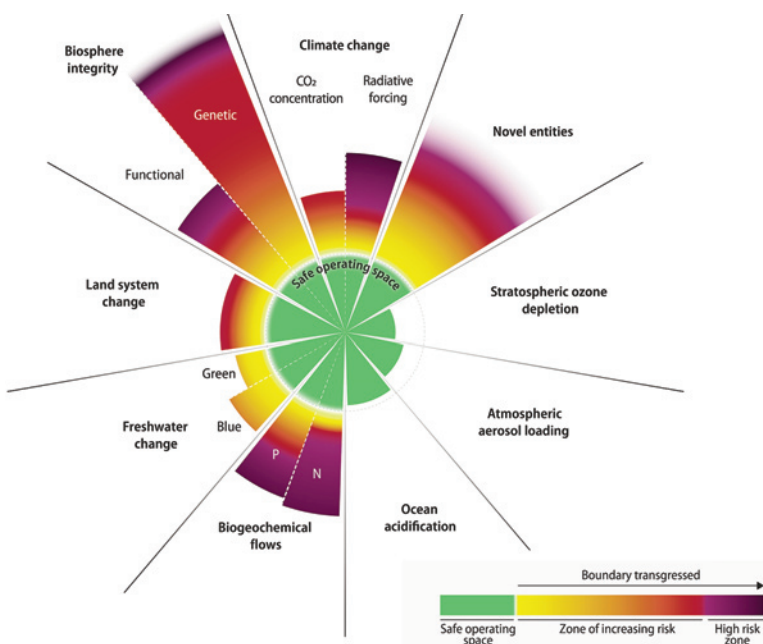


Fig. 1 | Current status of control variables for all nine planetary boundaries: six have been exceeded as ocean acidification approaches its planetary limit. The green zone represents a safe operating space (below the limit); yellow-red represents the zone of increasing risk; purple indicates the high-risk zone, where interglacial Earth system conditions have been largely exceeded. The values of the control variables are normalised so that the origin represents average Holocene conditions, and the planetary boundary (dashed circle) is at the same radius for all boundaries (source: Richardson et alii, 2023).

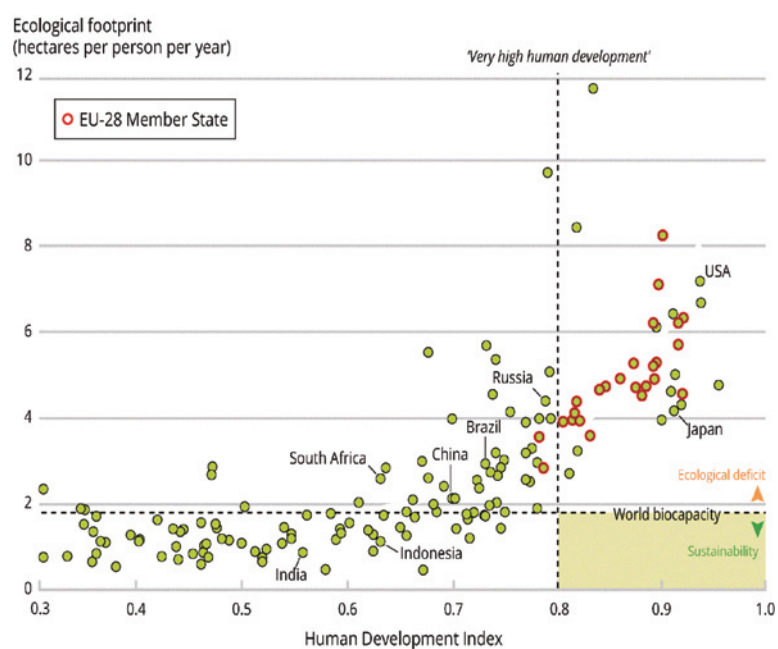


Fig. 2 | Correlation of Ecological Footprint (2008) and the Human Development Index (2012) with SDGI Ranking. Countries that have a footprint within the limits of biocapacity (1.8 ha per capita) do not reach the lower threshold of the human development index (0.7-0.8), and vice versa; countries that have a good human development index (greater than 0.8) all have a footprint above the limit (source: eea.europa.eu).

LCA: Valutazione del Ciclo di Vita | L'obiettivo del raggiungimento di elevate prestazioni dei materiali rispetto agli indicatori ambientali, pur nella complessità del quadro esigenziale al quale il progetto deve rispondere, pone al progetto stesso una duplice sfida. La prima riguarda il rapporto tra progetto e materia: le ricerche attivate in questi anni sul versante dei materiali a base biologica (Sposito and Scalisi, 2019; Violano, Cannaviello and Del Prete, 2021; Mouton, Allacker and Röck, 2023) sono emblematiche della possibilità di progettare le caratteristiche dei materiali non più soltanto dal punto di vista delle prestazioni tecniche – come accaduto con l'avvento dei materiali compositi – ed estetiche, ma anche dal punto di vista delle prestazioni ambientali. La seconda riguarda l'opportunità di ottimizzare i processi di produzione dei materiali al fine di ridurre le fasi più onerose dal punto di vista del consumo delle risorse e degli impatti prodotti (Campioli et alii, 2018), valorizzando le soluzioni 'a basso consumo di energia'. Una scelta appropriata dei materiali da costruzione può favorire una riduzione del 17% dell'energia utilizzata nella costruzione di un edificio (Thormark, 2006) e può ridurre le emissioni di CO₂ del 30% (Gonzalez and Navarro, 2006).

La Valutazione del Ciclo di Vita (Life Cycle Assessment – LCA), i cui primi studi risalgono agli anni '60 e '70 del secolo scorso (Guinée et alii, 2011), è riconosciuta da oltre vent'anni, da quando cioè la European Commission (2003, p. 10) nella Comunicazione sulla Politica Integrata dei Prodotti indicava le valutazioni del ciclo di vita, «[...] the best framework for assessing the potential environmental impacts of products currently available»; stessa considerazione è espressa dalla comunità internazionale (Dodd et alii, 2017).

La modellazione degli impatti ambientali nella LCA si basa su percorsi causa-effetto che collegano specifici fattori di stress ambientale determinati dalle attività umane (emissioni nell'aria, nell'acqua o nel suolo, produzione di rifiuti, estrazione di risorse naturali, ecc.) con uno o più effetti potenziali sull'ambiente che sono classificati in categorie di impatto a livello intermedio e/o finale (danneggiamento) lungo una catena causa-effetto. Esistono diversi metodi quantitativi di Valutazione¹ dell'Impatto del Ciclo di Vita (LCIA), condivisi dalla comunità scientifica internazionale, per quantificare un ampio numero di categorie di impatto e tutti impiegano Fattori di Caratterizzazione (CF) come convertitori di unità per trasformare i flussi d'inventario nell'unità comune dell'indicatore della categoria d'impatto; le categorie di impatto sono collegate a punteggi finali, definiti Aree di Protezione (Areas of Protection – AoPs), che rappresentano le entità da salvaguardare, tradizionalmente riferite ad Ambiente naturale, Salute umana e Risorse naturali ma recentemente estese a Prosperità e Benessere umano (Taelman et alii, 2020).

La LCA è una metodologia standardizzata a livello internazionale dalle norme ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006 che descrivono i principi, l'applicazione, le fasi di una LCA, i requisiti, la revisione critica e la valutazione per stimare gli impatti ambientali di beni e servizi tenendo conto dell'intero ciclo di vita del prodotto, dall'estrazione delle materie prime al fine vita (nel caso di un prodotto)²; tuttavia se dal punto di vista teorico l'analisi andrebbe condotta su tutte le fasi del ciclo vita, è possibile, laddove non siano disponibili dati per una

o più fasi del ciclo di vita, optare per un'analisi parziale purché tale scelta (il confine del sistema) sia esplicitata in modo trasparente e sia dichiarata tra i limiti dello studio.

Una metodologia LCA prevede diverse attività (Fig. 3). La prima è la definizione dell'obiettivo e dell'ambito di applicazione alla quale segue quella del Life Cycle Inventory (LCI), l'inventario di input e output di ogni fase del ciclo di vita (dalle materie prime ed energia in ingresso ai prodotti, sottoprodotti, rifiuti, scarichi, emissioni in uscita) che deve essere quantificato; la fase successiva è quella della valutazione dell'impatto (LCIA) nella quale ogni flusso in ingresso e in uscita viene attribuito a una o più categorie d'impatto, cioè le criticità ambientali (cambiamento climatico, riduzione dell'ozono, uso delle risorse, emissione di particolato, ecc.); dopo l'attribuzione i flussi di input e output vengono convertiti, attraverso fattori di caratterizzazione, in impatto potenziale per quella specifica categoria di impatto³; sommando tutti gli input e output di una categoria d'impatto si ottiene un indicatore di impatto potenziale.

ERA: Valutazione del Rischio Ambientale | La Valutazione del Rischio Ambientale (Environmental Risk Assessment – ERA) è un processo di indagine, sviluppato a partire dagli anni '70 e '80 (Aven, 2016), che mira a identificare, analizzare e valutare i potenziali rischi derivanti dalle attività umane⁴ (dall'estrazione di combustibili fossili alla realizzazione di infrastrutture e insediamenti antropici) o da eventi (ad esempio i disastri naturali) che possono causare danni all'uomo (Human Health ERA) e/o a recettori ecologici come animali, piante o un intero ecosistema (Ecological ERA) ed è spesso utilizzata in settori quali la salute e la sicurezza sul lavoro, la sicurezza alimentare e la gestione delle sostanze chimiche. La modellazione degli impatti ambientali nella ERA si basa su percorsi causa-effetto, a partire dall'identificazione di uno specifico fattore di stress fisico e/o biologico e/o chimico che può raggiungere il recettore (entità umana o biologica) attraverso l'aria, l'acqua e/o il suolo; gli effetti dell'esposizione del recettore ai fattori di stress dipenderanno dalla sua durata, frequenza ed entità e gli impatti sono espressi in termini di rischio per i recettori e i loro attributi. Nell'ERA gli Obiettivi di Protezione Specifica (Specific Protection Goals – SPGs), omologhi alle AoPs utilizzate nell'LCA, sono determinati prevalentemente da un sistema normativo nazionale e costituiscono i 'punti finali' della valutazione.

Diverse sono le linee guida promosse a livello internazionale per condurre valutazioni del rischio per la salute umana e/o per i recettori ecologici; ad esempio l'Organizzazione Mondiale della Sanità (WHO, 2021) le ha redatte per le sostanze chimiche mentre più ampio è il campo di indagine della European Environment Agency (EEA, 1998) che si propone di fornire una panoramica di metodi e applicazioni della valutazione del rischio ambientale nell'Unione Europea per la salute umana e per l'ecosistema ma anche di guidare l'utente a individuare le informazioni rilevanti per le sue esigenze; esistono poi diverse linee guida nazionali tra cui quelle promosse dalla Environment Protection Agency (EPA) degli Stati Uniti per la valutazione del rischio per la salute umana (EPA, 2016b, 2019) e per l'ambiente (EPA, 1998, 2016a). Sebbene le due valutazioni del rischio ambientale pre-

sentino differenze intrinseche, le fasi generali per la conduzione di una valutazione del rischio ambientale sono simili (Fig. 4).

La prima fase consiste nella pianificazione e nell'individuazione di chi o cosa è a rischio, dove si verifica il rischio, quali sono le attività e i fattori di stress ambientale che causano il rischio e quali sono le vie di esposizione. La seconda fase prevede una impostazione differente per le due valutazioni poiché mentre per la salute umana si formula il problema e/o si identificano i pericoli, si collezionano i dati e si identificano i problemi di salute che possono essere causati da un fattore di stress ambientale, per i recettori ecologici si raccolgono i dati e si selezionano gli endpoint per la valutazione, ovvero le componenti ambientali che è importante proteggere e che saranno valutate durante le fasi di analisi e caratterizzazione del rischio. Nella terza fase si analizza il rischio, valutando gli effetti e l'esposizione, attraverso metodi qualitativi e/o quantitativi, per capire se e quanto un certo livello di esposizione a un fattore di stress causerà o meno effetti dannosi, prefigurando diversi scenari di esposizione ed ecologici. Nella quarta fase si caratterizza il rischio, si interpretano i risultati e si determinano le incertezze, mentre nella quinta fase i risultati della valutazione vengono comunicati alle parti interessate affinché possano valutarle e proporre le misure necessarie per la gestione dei rischi.

Per meglio comprendere i rischi potenziali generabili dall'azione antropica sull'ambiente l'ERA viene condotta utilizzando singolarmente e/o combinando diversi metodi qualitativi, semi-quantitativi e/o quantitativi, come illustrato dallo studio di Simons et alii (2017). I metodi qualitativi (interviste, consulenza di esperti, liste di controllo, metodo dei pericoli e dell'operabilità, metodo 'what-if', ecc.) sono solitamente utilizzati per identificare i rischi ma possono essere impiegati anche durante la fase di analisi del rischio quando non è possibile condurre una valutazione quantitativa a causa della scarsa disponibilità di dati o della scarsa conoscenza degli impatti (matrici di rischio, tecniche di ordinamento, ecc.). I metodi semi-quantitativi categorizzano i rischi e i loro impatti attraverso punteggi comparativi mentre le matrici di rischio sono solitamente utilizzate per comunicare i risultati. Infine i metodi quantitativi possono essere ulteriormente suddivisi nelle due grandi categorie degli approcci deterministici e degli approcci probabilistici: mentre i primi sono in grado di calcolare / prevedere eventi di rischio definiti senza alcuna casualità, i secondi ipotizzano eventi futuri considerando i fattori di casualità e di probabilità.

ESA: Valutazione dei Servizi Ecosistemici | Che il cambiamento climatico costituisca una minaccia globale, pervasiva e crescente per la biodiversità e gli ecosistemi è un fatto acclarato dalla letteratura scientifica, così come è accertato che le specie rispondano ai cambiamenti climatici attraverso modifiche (nella morfologia e nel comportamento, nella fenologia e negli spostamenti dalle aree geografiche di riferimento) mediate da risposte adattive ed evolutive (Weiskopf et alii, 2020). Tali risposte, combinate con gli effetti diretti dei cambiamenti climatici e degli eventi calamitosi, determinano sostanziali cambiamenti nella produttività, nelle interazioni tra le specie e nella vulnerabilità alle invasioni biologiche, alterando i benefici e i servizi che gli ecosistemi naturali possono fornire

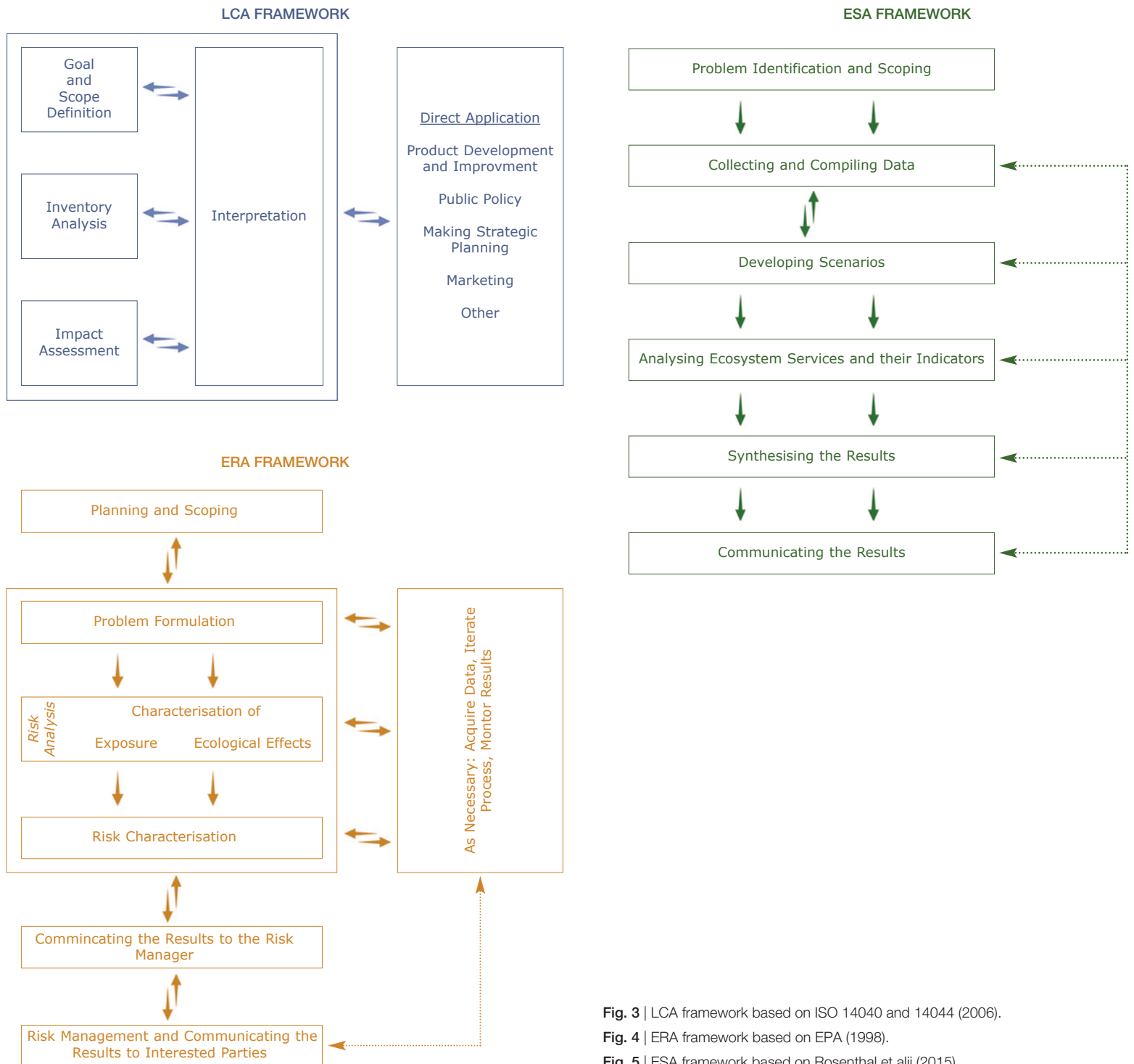


Fig. 3 | LCA framework based on ISO 14040 and 14044 (2006).

Fig. 4 | ERA framework based on EPA (1998).

Fig. 5 | ESA framework based on Rosenthal et alii (2015).

all'uomo e al pianeta. Sebbene gli impatti dei cambiamenti climatici siano diffusi non sono uniformi: le risposte ai cambiamenti climatici variano in funzione di una vulnerabilità dei diversi contesti, legata alle differenze di esposizione, sensibilità e capacità di adattamento (Beever et alii, 2016; Kovach et alii, 2019).

Comunità biologiche diversificate ed ecosistemi 'funzionanti' sono fondamentali per mantenere i servizi ecosistemici che sostengono il benessere umano (Díaz et alii, 2019; Howard et alii, 2017; Crowther, Boddy and Jones, 2011; Runting et alii, 2017) poiché influenzano la disponibilità e l'erogazione dei servizi ecosistemici: 1) di approvvigionamento, ad esempio dell'acqua dolce per le aree antropizzate, l'agricoltura e la produzione di energia elettrica; 2) di regolazione, ad

esempio per il sequestro del carbonio, la mitigazione degli impatti degli eventi estremi, il mantenimento della qualità del suolo e dell'aria, il controllo della diffusione delle malattie, ecc.; 3) di supporto, poiché facilitano le funzioni di base dell'ecosistema, come la produttività primaria, il ciclo dei nutrienti e il mantenimento della diversità genetica; 4) culturali, benefici non materiali che le persone ottengono dalla biodiversità e dagli ecosistemi, come l'identità culturale, le attività ricreative e la salute mentale e fisica.

È da precisare che i processi e le funzioni dell'ecosistema contribuiscono ai servizi ecosistemici ma non sono sinonimi: i processi e le funzioni dell'ecosistema descrivono relazioni biofisiche che esistono indipendentemente dal fatto che gli esseri umani ne traggano o meno beneficio,

mentre i servizi ecosistemici sono quei processi e funzioni che apportano benefici alle persone, consciamente o inconsciamente, direttamente o indirettamente. Il concetto di servizi ecosistemici risale agli anni '70, ma solo negli anni '90 sono stati definiti come flussi di materiali, energia e informazioni provenienti da stock di capitale naturale che si combinano con i servizi prodotti e il capitale umano per apportare benessere all'uomo (Costanza et alii, 2017). Il loro riconoscimento è stato tuttavia istituzionalizzato con la pubblicazione del Millennium Ecosystem Assessment delle Nazioni Unite nel 2005 (MEA, 2005) che ha promosso lo sviluppo dei primi quadri di riferimento per la valutazione dei servizi ecosistemici a supporto del processo decisionale rispetto all'uso antropico del suolo e dell'acqua, presentando condizioni, ten-

denze, scenari e opzioni di risposta. A seguire diverse Istituzioni hanno sviluppato altri quadri di riferimento e tra queste il Secretariat of the Convention on Biological Diversity and the United Nations Environment Programme – World Conservation Monitoring Centre (2012), The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB, 2011, 2013), l'Intergovernmental Science-Policy Panel on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES, 2016a, 2016b), l'Ecosystem Services Partnership (de Groot et alii, 2018) e la International Union for Conservation of Nature (Neugarten et alii 2018). La Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) è stata elaborata per l'Agenzia Europea dell'Ambiente con lo scopo finale di mappare i servizi ecosistemici nell'Unione Europea (Haines-Young and Potschin, 2012); tra le caratteristiche della CICES vi sono la gerarchia tra le categorie utilizzate per classificare i servizi ecosistemici – a partire dalle 'sezioni', 'divisioni', 'gruppi' e fino alle 'classi' – per consentire valutazioni ecologiche adeguate ai dati disponibili e una classificazione dettagliata dei servizi ecosistemici che comprende anche output biotici e abiotici, come l'energia rinnovabile, non considerati in altri sistemi di classificazione.

Anche la Commissione Europea ha sviluppato un quadro analitico integrato operativo, basato sulla guida IPBES (2016a, 2016b) e sulla Biodiversity Strategy to 2030 (European Commission, 2020d), per mappare e valutare i cambiamenti di uno stato ecosistemico e dei suoi servizi in Europa i cui risultati sono stati pubblicati in un rapporto tecnico (Maes et alii, 2020). Parallelamente diverse ricerche condotte in ambito accademico hanno prodotto e testato altri sistemi di valutazione dei servizi ecosistemici (Baral, Guariguata and Keenan, 2016; Burkhard et alii, 2018; Koellner et alii, 2019).

La Valutazione dei Servizi Ecosistemici (ESA) è una metodologia orientata agli ecosistemi che valuta il loro contributo, in termini di funzione e valore, al benessere umano attraverso l'erogazione di servizi ecosistemici, evidenziando i compromessi e le sinergie che possono verificarsi tra i servizi stessi quando un'attività umana si svolge all'interno di un ecosistema. Nel complesso la procedura per condurre una valutazione può essere riassunta nelle seguenti fasi (Fig. 5): 1) identificazione del problema e scoping, ovvero definizione e selezione delle parti interessate, tendenze attuali, ecosistemi e servizi, scala della valutazione; 2) raccolta dei dati; 3) costruzione di scenari per valutare futuri alternativi; 4) analisi e quantificazione dei servizi ecosistemici e dei loro indicatori; 5) integrazione o sintesi dei risultati; 6) comunicazione dei risultati per il dibattito e il processo decisionale. I punti finali della valutazione sono i valori dei servizi ecosistemici, che determineranno il livello di protezione necessario per uno o più servizi.

Tra i diversi modelli assunti come riferimento (Costanza et alii, 2017) per valutare i legami e le interazioni tra gli ecosistemi e il benessere umano quello a cascata dei servizi proposto da Haines-Young e Potschin (2010) è stato ampiamente adottato come modello concettuale (Potschin-Young et alii, 2018); tuttavia, il percorso causa-effetto in una ESA non è lineare in termini di determinazione della causa dell'impatto in quanto le cause non sempre sono determinate dall'attività antropica su strutture e su processi biofisici, ma possono anche

scaturire da un cambiamento all'interno di una struttura e di un processo biofisico non correlati all'intervento umano (Gregr et alii, 2020).

Diversi sono anche i metodi (semi)quantitativi e qualitativi per valutare la variabilità dei servizi ecosistemici; secondo Harrison et alii (2018), che ne hanno individuati 27 da altrettanti casi studio, essi possono essere classificati in biofisici (che tengono conto delle strutture e/o dei processi ecosistemici sottostanti), socioculturali (per mezzo di analisi multicriteriali, classificazione delle preferenze, interviste semistrutturate, sondaggi / questionari, ecc.) ed economici (basati su valori di mercato, ma non sempre misurabili a causa della complessità dei servizi ecosistemici e delle loro interazioni con l'uomo). La scelta del metodo è dipendente da una serie di fattori tra cui il contesto decisionale, la scala delle priorità dei servizi ecosistemici e la disponibilità di dati, ma anche la valutazione dei suoi punti di forza e limiti. Tuttavia l'uso di un solo metodo non è sufficiente per affrontare la complessità dei servizi ecosistemici (Dunford et alii, 2018), condizione questa che spesso richiede un confronto tra diversi scenari di progetto che interessano una o più attività antropiche e uno di riferimento individuabile in un 'passato incontaminato' (Carpenter, Bennett and Peterson, 2006) o nell'attuale condizione del contesto d'intervento (Rosenthal et alii, 2015).

LCA, ERA ed ESA: punti di forza, limiti e criticità

La letteratura scientifica degli ultimi vent'anni su LCA, ERA ed ESA è piuttosto copiosa e nell'insieme riesce a restituire un quadro esaustivo su come le tre analisi si caratterizzano per specifici punti di forza e criticità nella valutazione degli impatti ambientali sugli ecosistemi (Tab. 1). Alcune pubblicazioni (Bjørn et alii, 2017; Simmons et alii, 2017; Buckwell et alii, 2018; Harrison et alii, 2018; Potschin-Young et alii, 2018; Taelman et alii, 2020; Van der Biest et alii, 2020; Prado et alii, 2020; Lueddeckens, Saling and Guenther, 2020; Muzu, Rothman and Maltby, 2021) più di altre presentano un taglio critico mettendo in evidenza uno o più punti di forza e criticità.

In generale è da rilevare che per ogni valutazione e in ogni fase di un processo di analisi si può annidare una criticità che renda la valutazione poco attendibile: nel citato documento della European Commission (2003) si sottolineava la necessità di disporre di dati più coerenti e di metodologie concordanti. Stesso rilievo è stato espresso anche da due rilevanti documenti (European Commission, 2021b; Eunomia, 2020) laddove si segnala che negli standard esistenti c'è ampio margine di scelta della metodologia che porta all'incomparabilità dei risultati: in sostanza la conduzione di una valutazione è un atto di semplificazione di un sistema complesso che configura scenari 'non sempre realistici' non tanto per la mancanza di correttezza metodologica, quanto per una differente impostazione metodologica e dati di ingresso spesso poco attendibili.

Nella compilazione di un inventario si possono usare infatti dati primari, raccolti in loco attraverso misurazioni, specifici del sistema da analizzare e quindi di migliore qualità, e dati secondari desunti dalla letteratura scientifica o dai database disponibili, meglio se legati a condizioni/processi omologhi; i secondari hanno una minore attendibilità rispetto a quelli primari, pertanto se la categoria in

cui vengono utilizzati è rilevante l'effetto distorsivo sul risultato sarà elevato. In casi eccezionali si possono utilizzare dati terziari, ovvero assunzioni e stime, che rappresentano l'ultimo gradino della scala in termini di qualità delle informazioni; tuttavia, occorre considerare che la qualità dell'analisi dipende dalla qualità di dati che si utilizzano: ad esempio in una LCA il calcolo dell'energia incorporata è oneroso e complesso (Langston and Langston, 2008), richiedendo tempo e una notevole quantità di dati non sempre facilmente disponibili.

In generale i set di dati che influenzano pesantemente i risultati dovrebbero tenere conto della 'rappresentatività' dei fattori 'tempo', 'area geografica' e 'tecnologia'. Rispetto al 'tempo' i dati devono essere rappresentativi dell'anno in corso o in alternativa è necessario verificare se si sono verificati cambiamenti sostanziali che hanno modificato i valori e che quindi possono influenzare i risultati; in relazione alla 'area geografica' i dati devono essere rappresentativi del luogo di studio; infine è necessario che la tecnologia e gli aspetti tecnici impiegati siano rappresentativi del processo analizzato. Altre criticità comuni che si riscontrano nella letteratura scientifica sul tema sono l'ommissione degli obiettivi, ovvero l'esplicitazione di cosa si misura, e la mancata dichiarazione del perimetro (confine) degli studi condotti; tradurre i numeri di input e output raccolti con l'inventario in impatti / benefici potenziali è l'altro passaggio problematico di una valutazione.

Per la LCA, al fine di superare tali criticità, la European Commission ha promosso il metodo dell'Environmental Product Footprint – EPF (European Commission, 2021c) ribadendo che per effettuare uno studio su un prodotto devono essere ottemperati due inderogabili requisiti: 1) la distinta dei materiali deve essere specifica del prodotto di studio; 2) la modellizzazione dei processi di fabbricazione si deve basare su dati specifici dell'impresa e del prodotto. È da rilevare poi che lo stesso documento allarga la visione del concetto di impatto: sebbene non contempli alcuna categoria denominata 'biodiversità' il metodo EPF comprende tuttavia almeno otto categorie di impatto che hanno un effetto sulla biodiversità (cambiamenti climatici, eutrofizzazione delle acque dolci, eutrofizzazione delle acque marine, eutrofizzazione terrestre, acidificazione, uso dell'acqua, uso del suolo, ecotossicità per le acque dolci). In relazione alla rilevanza che assume la biodiversità per numerosi gruppi di prodotti il documento suggerisce che lo studio EPF riporti se la biodiversità è rilevante per il prodotto studiato e, in caso affermativo, individui gli indicatori di biodiversità tra le informazioni ambientali aggiuntive.

Per limitare l'incertezza legata alla qualità dei dati necessari per le analisi, nel 2014 la Commissione Europea ha definito uno standard per la costruzione di una banca dati di LCA, il Life Cycle Data Network⁵, con l'obiettivo di fornire un'infrastruttura aperta per la pubblicazione di dataset (LCI ed LCIA) di diversa provenienza (industria, progetti LCA nazionali, gruppi di ricerca e consulenti) e di qualità garantita in termini di metodologia, documentazione e nomenclatura, mentre a partire dall'aprile 2018 ha predisposto un nuovo registro per ospitare e condividere i pacchetti di dati in linea con il quadro dell'Impronta Ambientale dei Prodotti e delle Organizzazioni. Uno dei database più noti e utilizzati è l'Inventory of Car-

	Characteristics	LCA	ERA	ESA
Spatial Scale	Anthropogenic Activity	Site-specific	Site-specific	Site-specific Sometimes the anthropogenic activity is not defined
		Cause-Effect Chain (Impacts)		
	Global	✓	✓	✓
	Regional	✓	✓	✓
Temporal Scale	Local	✓	✓	✓
	Time-frames (baseline vs. future)	✓	✓	✓
	Static Models	✓	✓	✓
Cause-effect Pathway	Dynamic Models	✓	✓	✓
	Type	Process-oriented	Receptor-oriented	Ecosystem-oriented
	Well-defined Anthropogenic Activity	✓	✓	✓
	Multiple Stressors	✓	✓	✓
	Multiple Cause-Effect Impact Pathways	✓	✓	✓
Type of approach	Linear Casualty	✓	✓	✓
	Positive Effects of Anthropogenic Activities	✓	✓	✓
	Qualitative	NP	✓	✓
Aggregation	Semi-quantitative	NP	✓	✓
	Quantitative	✓	✓	not all ES can be quantified
	Midpoints	✓	NP	NP
Aggregation	Midpoints / Endpoints	✓	✓	✓
	Endpoints / Single Scores	✓	✓	✓

Tab. 1 | LCA, ERA and ESA characteristics with strengths highlighted in green, weaknesses in red, and areas in need of further development in yellow (source: De Luca Peña, 2022; adapted by the Authors).

bon and Energy (ICE) creato da Hammond e Jones (2008) dell'Università di Bath: il metodo di misurazione utilizzato è input / output e il limite del sistema è 'cradle-to-gate'.

Anche ENEA sta sviluppando un progetto simile, Arcadia⁶: l'Agenzia Nazionale per le Nuove Tecnologie, l'Energia e lo Sviluppo Economico Sostenibile prevede di sviluppare entro la fine del 2023 una banca dati italiana ad accesso aperto per 15 filiere con fattori di caratterizzazione calcolati sulle realtà italiane con l'obiettivo di: a) facilitare la diffusione della metodologia LCA a livello nazionale e promuovere iniziative di mitigazione degli impatti verso la Pubblica Amministrazione, le imprese, le ONG, le Università e gli Enti di ricerca; b) promuovere e sviluppare iniziative di sviluppo sostenibile ed economia circolare basate su approccio di ciclo di vita coinvolgendo gli stakeholders locali; c) sostenere l'elaborazione e la regolamentazione delle politiche pubbliche; d) promuovere l'acquisizione di etichette ambientali come la citata EPF, il Made Green in Italy e la Environmental Product Declaration (EPD), utilizzabili nell'ambito degli 'appalti verdi' dai diversi operatori pubblici e soggetti privati. Nello specifico il progetto Life MAGIS – MAde Green in Italy Sche-

me⁷, coordinato da ENEA e da poco ultimato, ha promosso una procedura (sviluppo e test delle Regole di Categoria di Prodotto, definizione delle procedure di verifica e comunicazione delle informazioni ambientali) che ha l'obiettivo di valorizzare i prodotti italiani con le migliori prestazioni ambientali affinché siano conosciuti e riconoscibili. I partner e gli stakeholders coinvolti nel progetto hanno sperimentato l'applicazione di Made Green in Italy e della EPF in otto categorie di prodotti italiani (per il settore edilizio soltanto i serramenti in legno) e hanno collaborato per definire linee guida per il calcolo degli impatti ambientali, comunicare la sostenibilità dei prodotti in modo trasparente ad aziende e cittadini e trasferire il proprio approccio e la propria esperienza ad altre filiere e ad altri Paesi.

La EPD è uno degli strumenti più raccomandati per riferire sugli impatti ambientali del ciclo di vita dei materiali da costruzione (Kuittinen and Linkosalmi, 2015). La norma di riferimento è la EN 15804:2012, aggiornata nel 2021, che fornisce le Regole quadro per le Categorie di Prodotto⁸ per la elaborazione delle dichiarazioni ambientali di tipo III per ogni prodotto e servizio nel settore delle costruzioni. La EPD è una certificazione rila-

sciata da un Ente indipendente che ha lo scopo di consentire alle aziende di comunicare i dati ambientali dei prodotti realizzati, ma anche di facilitare il confronto tra le caratteristiche ambientali dei prodotti che soddisfano requisiti funzionali equivalenti e prendono in considerazione gli stessi confini di sistema. Tra le diverse Organizzazioni indipendenti che elaborano le EPDs vale sicuramente la pena citare l'International EPD[®] System e l'IBU-EPD, quest'ultima con un database di soli materiali da costruzione (Sposito and Scalisi, 2019). Se le EPDs fossero utilizzate già nella fase progettuale, oltre alle caratteristiche prestazionali, tecniche ed estetiche interverrebbero a supporto della fase decisionale parametri ambientali quali l'Embodied Energy e l'Embodied Carbon, gli impatti ambientali e le possibili ricadute sulla salute umana ad esempio tramite le Health Product Declaration.

Anche per la ERA sono stati prodotti diversi manuali, documenti guida e database da cui attingere informazioni per condurre la valutazione, sebbene ad oggi siano riferibili prevalentemente a specifiche normative nazionali. Tra i più diffusi sono da citare il database ExpoFacts⁹ del Joint Research Centre, promosso dalla Commissione Europea, che contiene dati e informazioni sia in materia di ambiente e salute pubblica per la valutazione del rischio da esposizione a sostanze chimiche sia sulla popolazione di tutti gli Stati membri dell'UE e del vecchio Continente (31 Paesi in totale) con numerosi link e riferimenti – raccolti in un database online da oltre 120 fonti (banche dati, sistemi informativi di istituti nazionali e organizzazioni internazionali, articoli scientifici, relazioni e indagini) – e le linee guida e gli strumenti (modelli e database) messi a disposizione dall'EPA.¹⁰

Un passo importante verso l'armonizzazione, l'interoperabilità e l'integrazione dei diversi sistemi ERA è rappresentato dallo studio condotto da Reina et alii (2014) i quali, per conto del Joint Research Centre, hanno selezionato otto sistemi di fattori di esposizione a livello mondiale includendo, oltre ai due citati, quelli di Canada, Australia, Cina, Giappone, Corea e Germania, analizzando punti in comune e differenze e individuando venti criteri raggruppati in cinque categorie (gestione del progetto, progettazione e architettura, contenuto dei dati, qualità dei dati e tipi di valori e utilizzo dei dati).

Rispetto alla ESA è da segnalare che la varietà di benefici che possono apportare i singoli interventi basati sulla natura e il riconoscimento della loro importanza hanno favorito la produzione di numerosi documenti e strumenti per valutare i servizi ecosistemici. La scelta dello strumento è legata allo scopo della valutazione, ai risultati richiesti (qualitativi o quantitativi, relativi a un contesto, economici o non) e a questioni operative come competenze, tempo, budget e disponibilità di dati; ogni strumento presenta quindi punti di forza, limiti e output differenti. All'interno dell'ampia gamma degli strumenti a supporto della ESA, i più diffusi sono ARTificial Intelligence for Environment & Sustainability – ARIES¹¹, Co\$ting Nature¹², Ecosystem Services Toolkit – EST¹³, Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs – InVEST¹⁴, Land Utilisation and Capability Indicator – LUCI¹⁵, Multiscale Integrated Model of Ecosystem Services – MIMES¹⁶, Natural Capital Model¹⁷, NEAT Tree Short Tool Reviews¹⁸, Protected Area Benefits Assessment Tool – PA-

BAT¹⁹, Social Values for Ecosystem Services – SoVES²⁰; Tool Assessor promosso dall'Ecosystem Knowledge Network²¹, Toolkit for Ecosystem Service Site-Based Assessment – TESSA²², Urban Nature Navigator²³, ValUES Project Methods Database²⁴ e WaterWorld.²⁵

A titolo esemplificativo si riportano alcune specificità degli strumenti disponibili: ARIES, MIMES, InVEST, Co\$tingNature, WaterWorld e SoVES sono strumenti digitali di modellazione, mentre i primi due possono prevedere scenari e valutazioni di contesto ed economica dei servizi ecosistemici; InVEST è una suite con parametri definiti per la mappatura e la quantificazione dei servizi ecosistemici biofisici o economici in diversi scenari, per i quali l'utente deve semplicemente reperire i dati di input; Co\$tingNature e WaterWorld forniscono i parametri del modello e tutti i dati di input richiesti così che l'utente debba solo specificare un'area di interesse e scegliere tra scenari preselezionati o progettarne uno proprio; SoVES è un'applicazione dipendente da ArcGIS che consente all'utente di identificare, valutare e mappare i valori sociali percepiti che le persone attribuiscono ai Beni culturali e per l'utilizzo della quale si richiede di condurre indagini tra le parti interessate e predisporre dei modelli per gli output di contesto.

Tre strumenti (EST, TESSA e PA-BAT) guidano passo dopo passo gli utenti nella valutazione dei servizi ecosistemici, fornendo esercizi di scoping, fogli di lavoro per acquisire informazioni / indicazioni per la raccolta di dati primari (TESSA, EST) e un workshop con gli stakeholder (PA-BAT, TESSA). Quattro strumenti (EST, PA-BAT, SoVES e TESSA) sono stati progettati per raccogliere informazioni sui servizi ecosistemici sociali e culturali attraverso indagini o workshop con gli stakeholders; ARIES, Co\$ting Nature, InVEST, MIMES, SoVES e WaterWorld forniscono risultati per contesti specifici; i primi quattro, oltre a EST e TESSA, possono stimare anche i valori economici dei servizi ecosistemici; InVEST è l'unico strumento che include modelli sviluppati per molteplici servizi ecosistemici marini e costieri tuttavia, rispetto all'inventario, il più completo appare essere ValUES con le sue 65 soluzioni che possono essere filtrate per scopo, metodo e servizio ecosistemico.

LCA, ERA ed ESA: differenze e similitudini | I tre sistemi di valutazione del ciclo di vita, del rischio ambientale e dei servizi ecosistemici presentano diverse similitudini e differenze rispetto a metodologia di indagine, dati di inventario, risoluzione spaziale e temporale, percorso causa-effetto, tipologia di approccio quantitativo e/o qualitativo e possibilità di aggregazione dei risultati (Fig. 6). Abbiamo già riferito come la LCA sia una metodologia quantitativa capace di restituire gli effetti multipli causati da diversi fattori di stress su scala globale e sia caratterizzata da un'elevata resa quando si considerano l'attività umana e le tecnologie impiegate lungo l'intero ciclo di vita di un prodotto o di un processo. Tuttavia, sebbene prenda in esame molteplici fattori d'impatto, la LCA non indaga aspetti economici ed etico-sociali e può quantificare solo gli impatti potenziali e non quelli effettivi perché i CF trascurano la variabilità nello spazio e nel tempo dei fattori di stress, la loro variazione spaziale e temporale nel funzionamento degli ecosistemi, le implicazioni della variazione nella vulnerabilità delle

specie e le differenze degli effetti nei contesti vicini e lontani relativi ai diversi confini di valutazione. Tali limiti introducono il fattore 'incertezza' nell'inventario, evidenziato anche dalle ISO 14040:2006 e 14044:2006.²⁶

Al contrario l'ERA valuta, in relazione alle risoluzioni spaziali e temporali scelte, l'esposizione dei sistemi ecologici a specifici fattori di stress in uno specifico scenario ambientale, prendendo in esame prevalentemente il peggior caso realistico secondo il principio di precauzione. In quanto metodologia basata sui recettori e finalizzata agli impatti locali, l'ERA presenta dei limiti nella valutazione degli impatti globali, ma anche nella valutazione degli impatti cumulativi dovuti a più fattori di stress poiché, per questi ultimi, si affida prevalentemente a metodi semiquantitativi per collegare il fattore di stress con il recettore umano o ecologico. La ESA si basa su metodi qualitativi e quantitativi per restituire i cambiamenti sia di un ecosistema nello spazio e nel tempo sia dell'offerta e della domanda di servizi ecosistemici che dipendono dai sistemi sociali, culturali ed economici locali, regionali e nazionali.

Nell'ERA gli impatti causati da più fattori di stress su uno o più recettori possono essere determinati per mezzo di valutazioni dell'esposizione aggregate o cumulative (EPA, 2003), permettendo di apprezzare il contributo relativo dei fattori di stress, delle vie di esposizione e delle fonti nell'impatto complessivo al fine di sviluppare le migliori strategie di gestione del rischio; tuttavia queste valutazioni sono alquanto complesse (Stelzenmüller et alii, 2018) e non si può sempre presumere che l'effetto cumulativo di più fattori di stress sia solo additivo (Holsman et alii, 2017).

L'aggregazione dei risultati, utile per confrontare strategie / soluzioni alternative e agevolare la comunicazione dei risultati, costituisce un fattore di criticità anche per la ESA e la LCA. Nella ESA l'aggregazione attraverso parametri economici è una prassi criticata dal mondo scientifico per motivi etici (Sullivan and Hannis, 2017), mentre l'aggregazione dei servizi in un unico valore è difficile

a causa della variabilità dei benefici dei singoli servizi alle diverse scale (Small, Munday and Durance, 2017). Nella LCA la criticità risiede nel fatto che i risultati sono il frutto di una fase di ponderazione nella quale si assegna un peso alle varie categorie d'impatto, in accordo alla loro importanza relativa e quindi alle priorità della valutazione: il risultato finale è un dato 'pesato' e basato su una scala di valori soggettiva. Al riguardo le ISO non forniscono esempi di metodi di ponderazione mentre la ISO 14044:2006 suggerisce che la ponderazione non debba essere utilizzata in studi destinati a essere resi pubblici e con finalità comparative.

Per una migliore comprensione, trasparenza, riproducibilità, robustezza e affidabilità dei risultati, soprattutto nella fase di interpretazione, è necessario condurre una 'valutazione dell'incertezza dei risultati' stessi. Secondo la EPA (2011) le incertezze riguardano i dati, lo scenario e il modello; nello specifico possono avere origine dal dato che viene utilizzato nell'analisi di inventario per rappresentare i flussi elementari nei processi del sistema, nel fattore di caratterizzazione che viene utilizzato nella valutazione degli impatti per la trasformazione dell'inventario in punteggio di impatto ambientale, nelle assunzioni che vengono fatte durante la costruzione del sistema (ad esempio la rappresentatività dei processi che vengono utilizzati nel modello) e/o nelle scelte dei criteri di allocazione e del metodo di valutazione. La ISO 14044:2006 affronta la criticità evidenziando la necessità di condurre una 'analisi di sensibilità' per identificare le fonti di incertezza più importanti e per verificare come dati, scenario e modello influenzino il risultato finale; sebbene la ISO non raccomandi una metodologia specifica e negli ultimi decenni siano state condotte numerose ricerche sul tema, ancora oggi la maggior parte degli studi trascura l'analisi delle incertezze e lo studio di sensibilità mentre altri prendono in esame l'incertezza solo nei dati dell'inventario (Lloyd and Ries, 2007; Groen et alii, 2017; Igos et alii, 2019).

In quanto metodologia orientata a individuare i benefici, la catena causa-effetto dell'ESA mette

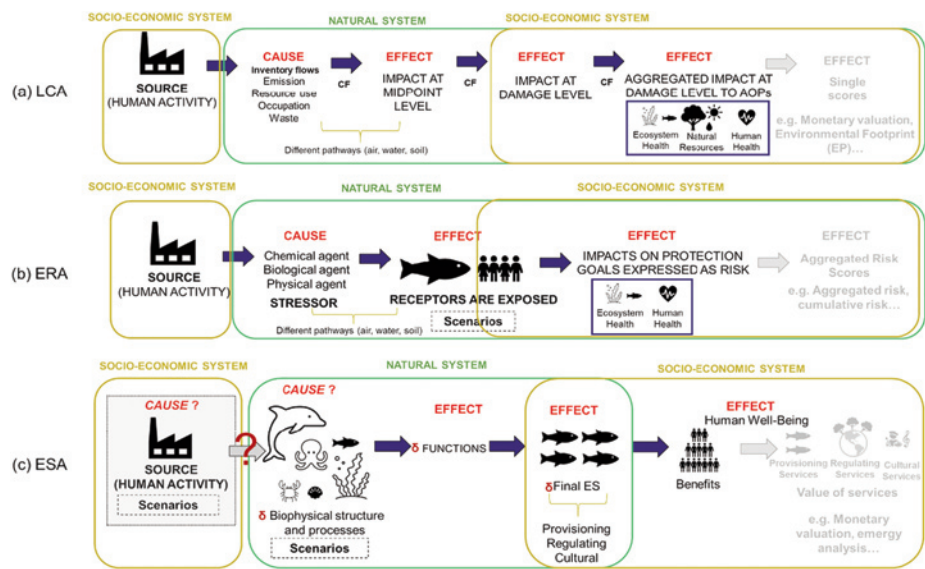


Fig. 6 | Cause-effect chain modelling in LCA, ERA and ESA: yellow boxes include socioeconomic system components; green boxes include natural system components; blue boxes include entities to be protected; grey represents elements that are not always evaluated at the end of cause-effect chains. Causes of ESA do not always originate from the effect of anthropogenic activity on biophysical structures and processes but can also stem from a non-human-related change (source: De Luca Peña, 2022).

Methodologies	Year	Reference Study	SCOPUS Quotes as of 15/09/2023	Integration
LCA - ERA	2014	Barberio, G. Scalbi, S., Buttol, P., Masoni, P. and Righi, S. (2014), "Combining life cycle assessment and qualitative risk assessment – The case study of alumina nanofluid production", in <i>Science of The Total Environment</i> , vol. 496, pp. 122-131. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.135	55	Post-analysis
	2014	Ribera, G., Clarens, F., Martínez-Lladó, X., Jubany, I., Martí, V. and Rovira, M. (2014), "Life cycle and human health risk assessments as tools for decision making in the design and implementation of nanofiltration in drinking water treatment plants", in <i>Science of the Total Environment</i> , vol. 466-467, pp. 377-386. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.085	38	Post-analysis
	2014	Walser, T., Juraske, R., Demou, E. and Hellweg, S. (2014), "Indoor exposure to toluene from printed matter matters – Complementary views from life cycle assessment and risk assessment", in <i>Environmental Science and Technology</i> , vol. 48, issue 1, pp. 689-697. doi.org/10.1021/es403804z	36	Post-analysis
	2015	Ayoub, N., Musharavati, F., Pokharel, S. and Gabbar, H. A. (2015), "Risk based life cycle assessment conceptual framework for energy supply systems in large buildings", in <i>Journal of Cleaner Production</i> , vol. 107, pp. 291-309. doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.04.075	17	Post-analysis
	2015	Kobayashi, Y., Peters, G. M., Ashbolt, N. J., Heimersson, S., Svanström, M. and Khan, S. J. (2015), "Global and local health burden trade-off through the hybridisation of quantitative microbial risk assessment and life cycle assessment to aid water management", in <i>Water Research</i> , vol. 79, pp. 26-38. doi.org/10.1016/j.watres.2015.03.015	25	Combination of results
	2015	Milazzo, M. F. and Spina, F. (2015), "The use of the risk assessment in the life cycle assessment framework – Human health impacts of a soy-biodiesel production", in <i>Management of Environmental Quality An International Journal</i> , vol. 26, issue 3, pp. 389-406. doi.org/10.1108/MEQ-03-2014-0045	14	Complementation of a driving method
	2016	Csiszar, S. A., Meyer, D. E., Dionisio, K. L., Egeghy, P., Isaacs, K. K., Price, P. S., Scanlon, K. A., Tan, Y. M., Thomas, K., Vallerio, D. and Bare, J. C. (2016), "Conceptual Framework to Extend Life Cycle Assessment Using Near-Field Human Exposure Modeling and High-Throughput Tools for Chemicals", in <i>Environmental Science and Technology</i> , vol. 50, issue 21, pp. 11922-11934. doi.org/10.1021/acs.est.6b02277	27	Complementation of a driving method
	2016	Harder, R., Peters, G. M., Molander, S., Ashbolt, N. J. and Svanström, M. (2016), "Including pathogen risk in life cycle assessment – The effect of modelling choices in the context of sewage sludge management", in <i>International Journal of Life Cycle Assessment</i> , vol. 21, issue 1, pp. 60-69. doi.org/10.1007/s11367-015-0996-2	25	Complementation of a driving method
	2017	Fransman, W., Buist, H., Kuijpers, E., Walser, T., Meyer, D., Zondervan-van den Beuken, E., Westerhout, J., Klein Entink, R. H. and Brouwer, D. H. (2017), "Comparative Human Health Impact Assessment of Engineered Nanomaterials in the Framework of Life Cycle Assessment", in <i>Risk Analysis</i> , vol. 37, issue 7, pp. 1358-1374. doi.org/10.1111/risa.12703	8	Complementation of a driving method
	2017	Hou, D., Qi, S., Zhao, B., Rigby, M. and O'Connor, D. (2017), "Incorporating life cycle assessment with health risk assessment to select the 'greenest' cleanup level for Pb contaminated soil", in <i>Journal of Cleaner Production</i> , vol. 162, pp. 1157-1168. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.135	78	Combination of results
	2018	Tian, S. and Bilec, M. (2018), "Integrating site-specific dispersion modeling into life cycle assessment, with a focus on inhalation risks in chemical production", in <i>Journal of the Air and Waste Management Association</i> , vol. 68, issue 11, pp. 1224-1238. doi.org/10.1080/10962247.2018.1496189	3	Complementation of a driving method
	2020	Crenna, E., Jolliet, O., Collina, E., Sala, S. and Fantke, P. (2020), "Characterizing honey bee exposure and effects from pesticides for chemical prioritization and life cycle assessment", in <i>Environment International</i> , vol. 138, article 105642, pp. 1-11. doi.org/10.1016/j.envint.2020.105642	37	Complementation of a driving method
	2020	Weyell, P., Kurland, H. D., Hülser, T., Grabow, J., Müller, F. A. and Kralisch, D. (2020), "Risk and life cycle assessment of nanoparticles for medical applications prepared using safe- and benign-by-design gas-phase syntheses", in <i>Green Chemistry</i> , vol. 22, issue 3, pp. 814-827. doi.org/10.1039/c9gc02436k	11	Post-analysis
	2022	Sun, S. and Ertz, M. (2022), "Life Cycle Assessment and Risk Assessment of liquefied natural gas vehicles promotion", in <i>Renewable and Sustainable Energy Reviews</i> , vol. 153, article 111769, pp. 1-13. doi.org/10.1016/j.rser.2021.111769	9	Post-analysis
	2022	Vianello, C., Bassani, A., Mocellin, P., Manenti, F., Pirola, C., Fabiano, B., Colombo, S. and Maschio, G. (2022), "Hybrid risk-based LCA to improve the Acid Gas to Syngas (AG2S™) process", in <i>Journal of Loss Prevention in the Process Industries</i> , vol. 75, article 104694, pp. 1-11. doi.org/10.1016/j.jlp.2021.104694	6	Complementation of a driving method

Tab. 2 | List of research that applies anthropogenic action impact analysis to a case study using combined LCA and ERA methodologies (credit: the Authors, 2023).

Next pages

Tab. 3 | List of research studies that apply the analysis of impacts and benefits of anthropogenic action to a case study using combined LCA and ESA methodologies (credit: the Authors, 2023).

Tab. 4 | List of research studies that apply the analysis of impacts and benefits of anthropogenic action to a case study using combined ERA and ESA methodologies (credit: the Authors, 2023).

in relazione la trasformazione delle componenti di un ecosistema al variare dell'offerta e della domanda dei servizi ecosistemici e dei benefici prodotti, cosa che LCA ed ERA non possono valutare da sole, essendo metodologie principalmente orientate all'impatto. Di contro, poiché la ESA è un approccio basato sull'ecosistema le cui modificazioni non sono necessariamente frutto di un'attività umana, questa metodologia da sola non può quantificare gli impatti antropici sui servizi ecosistemici e i loro benefici per il benessere umano su scale diverse senza affidarsi a metodologie di valutazione dell'impatto come LCA e ERA. In generale mentre i percorsi causa-effetto di LCA ed

ERA si concentrano principalmente sulla valutazione degli effetti negativi delle attività antropiche sugli ecosistemi – sebbene per la LCA siano stati condotti studi per l'inclusione del 'handprint concept', ovvero per la contabilizzazione dei potenziali impatti positivi dell'uomo sull'ambiente (Alvarenga et alii, 2020) – quello della ESA è più orientato ai benefici. Rispetto poi alla natura dei percorsi causa-effetto è da rilevare che quelli di ERA ed ESA sono stati criticati perché presuppongono una natura lineare mentre in realtà la causalità nei sistemi socio-ecologici è dinamica (Preiser et alii, 2018). Differenze nel concetto di 'punti finali' sono poi riscontrabili nella LCA e nella ERA: per la prima

essi sono un gruppo di indicatori che esprimono l'impatto di un prodotto / servizio a livello di danno (fine della catena causa-effetto), per la seconda sono i recettori da proteggere; infine elemento comune tra LCA ERA ed ESA è la natura iterativa della metodologia impiegata.

Stato dell'arte sulla integrazione di LCA, ERA ed ESA | Ciascuna delle tre metodologie esposte, con i propri punti di forza e criticità, consente quindi di valutare, a una diversa risoluzione spaziale e temporale, gli impatti negativi dell'azione antropica e/o i benefici dei servizi ecosistemici per l'uomo. Ad oggi però manca una metodologia unica

Methodologies	Year	Reference Study	SCOPUS Quotes as of 15/09/2023	Integration
LCA - ESA	2013	Brandão, M. and i Canals, L. M. (2013), "Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production", in <i>International Journal of Life Cycle Assessment</i> , vol. 18, issue 6, pp. 1243-1252. doi.org/10.1007/s11367-012-0381-3	115	Complementation of a driving method
	2013	Núñez, M., Antón, A., Muñoz, P. and Rieradevall, J. (2013), "Inclusion of soil erosion impacts in life cycle assessment on a global scale – Application to energy crops in Spain", in <i>International Journal of Life Cycle Assessment</i> , vol. 18, issue 4, pp. 755-767. doi.org/10.1007/s11367-012-0525-5	46	Complementation of a driving method
	2013	Saad, R., Koellner, T. and Margni, M. (2013), "Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification – A spatial approach for a global scale level", in <i>International Journal of Life Cycle Assessment</i> , vol. 18, issue 6, pp. 1253-1264. doi.org/10.1007/s11367-013-0577-1	94	Complementation of a driving method
	2013	Schaubroeck, T., Alvarenga, R. A. F., Verheyen, K., Muys, B. and Dewulf, J. (2013), "Quantifying the environmental impact of an integrated human/industrial-natural system using life cycle assessment – A case study on a forest and wood processing chain", in <i>Environmental Science and Technology</i> , vol. 47, issue 23, pp. 13578-13586. doi.org/10.1021/es4046633	28	Complementation of a driving method
	2013	Viglia, S., Nienartowicz, A. and Franzese, P. P. (2013), "Integrating Environmental Accounting, Life Cycle and Ecosystem Services Assessment", in <i>Journal of Environmental Accounting and Management</i> , vol. 1, issue 4, pp. 307-319. doi.org/10.5890/JEAM.2013.11.001	15	Post-analysis
	2014	Arbault, D., Rivière, M., Rugani, B., Benetto, E. and Tiruta-Barna, L. (2014), "Integrated earth system dynamic modeling for life cycle impact assessment of ecosystem services", in <i>Science of the Total Environment</i> , vol. 472, pp. 262-272. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.099	53	Complementation of a driving method
	2014	Muñoz, I., Flury, K., Jungbluth, N., Rigarlfsford, G., Canals, L. M. and King, H. (2014), "Life cycle assessment of bio-based ethanol produced from different agricultural feedstocks", in <i>International Journal of Life Cycle Assessment</i> , vol. 19, issue 1, pp. 109-119. doi.org/10.1007/s11367-013-0613-1	115	Complementation of a driving method
	2014	Xue, J. F., Liu, S. L., Chen, Z. Du, Chen, F., Lal, R., Tang, H. M. and Zhang, H. L. (2014), "Assessment of carbon sustainability under different tillage systems in a double rice cropping system in Southern China", in <i>International Journal of Life Cycle Assessment</i> , vol. 19, issue 9, pp. 1581-1592. doi.org/10.1007/s11367-014-0768-4	45	Combination of results
	2015	Cao, V., Margni, M., Favis, B. D. and Deschênes, L. (2015), "Aggregated indicator to assess land use impacts in life cycle assessment (LCA) based on the economic value of ecosystem services", in <i>Journal of Cleaner Production</i> , vol. 94, pp. 56-66. doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.041	66	Complementation of a driving method
	2016	Bruel, A., Troussier, N., Guillaume, B. and Sirina, N. (2016), "Considering Ecosystem Services in Life Cycle Assessment to Evaluate Environmental Externalities", in <i>Procedia CIRP</i> , vol. 48, pp. 382-387. doi.org/10.1016/j.procir.2016.03.143	17	Complementation of a driving method
	2017	Chaplin-Kramer, R., Sim, S., Hamel, P., Bryant, B., Noe, R., Mueller, C., Rigarlfsford, G., Kulak, M., Kowal, V., Sharp, R., Clavreul, J., Price, E., Polasky, S., Ruckelshaus, M. and Daily, G. (2017), "Life cycle assessment needs predictive spatial modelling for biodiversity and ecosystem services", in <i>Nature Communications</i> , vol. 8, article 15065, pp. 1-8. doi.org/10.1038/ncomms15065	69	Complementation of a driving method
	2018	Blanco, C. F., Marques, A. and van Bodegom, P. M. (2018), "An integrated framework to assess impacts on ecosystem services in LCA demonstrated by a case study of mining in Chile", in <i>Ecosystem Services</i> , vol. 30, part B, pp. 211-219. doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.11.011	24	Complementation of a driving method
	2018	Liu, W., Yan, Y., Wang, D. and Ma, W. (2018), "Integrate carbon dynamics models for assessing the impact of land use intervention on carbon sequestration ecosystem service", in <i>Ecological Indicators</i> , vol. 91, pp. 268-277. doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.087	27	Complementation of a driving method
	2018	Jeswani, H. K., Hellweg, S. and Azapagic, A. (2018), "Accounting for land use, biodiversity and ecosystem services in life cycle assessment – Impacts of breakfast cereals", in <i>Science of the Total Environment</i> , vol. 645, pp. 51-59. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.088	29	Complementation of a driving method
	2018	van Zelm, R., van der Velde, M., Balkovic, J., Čengić, M., Elshout, P. M. F., Koellner, T., Núñez, M., Obersteiner, M., Schmid, E. and Huijbregts, M. A. J. (2018), "Spatially explicit life cycle impact assessment for soil erosion from global crop production", in <i>Ecosystem Services</i> , vol. 30, part B, pp. 220-227. doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.08.015	21	Complementation of a driving method
	2019	Boone, L., Roldán-Ruiz, I., Van linden, V., Muylle, H. and Dewulf, J. (2019), "Environmental sustainability of conventional and organic farming – Accounting for ecosystem services in life cycle assessment", in <i>Science of the Total Environment</i> , vol. 695, article 133841, pp. 1-10. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133841	55	Complementation of a driving method
	2019	Liu, X. and Bakshi, B. R. (2019), "Ecosystem Services in Life Cycle Assessment while Encouraging Techno-Ecological Synergies", in <i>Journal of Industrial Ecology</i> , vol. 23, issue 2, pp. 347-360. doi.org/10.1111/jiec.12755	35	Complementation of a driving method
	2019	Liu, X., Charles, M. and Bakshi, B. R. (2019), "Including ecosystem services in life cycle assessment – Methodology and application to urban farms", in <i>Procedia CIRP</i> , vol. 80, pp. 287-291. doi.org/10.1016/j.procir.2018.12.004	9	Complementation of a driving method
	2019	Othoniel, B., Rugani, B., Heijungs, R., Beyer, M., Machwitz, M. and Post, P. (2019), "An improved life cycle impact assessment principle for assessing the impact of land use on ecosystem services", in <i>Science of the Total Environment</i> , vol. 693, article 133374, pp. 1-15. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.180	31	Complementation of a driving method
	2020	Bragaglio, A., Braghieri, A., Pacelli, C. and Napolitano, F. (2020), "Environmental impacts of beef as corrected for the provision of ecosystem services", in <i>Sustainability</i> , vol. 12, issue 9, article 3828, pp. 1-15. doi.org/10.3390/su12093828	14	Complementation of a driving method
2020	Brones-Hidrovo, A., Uche, J. and Martínez-Gracia, A. (2020), "Determining the net environmental performance of hydropower – A new methodological approach by combining life cycle and ecosystem services assessment", in <i>Science of the Total Environment</i> , vol. 712, article 136369, pp. 1-14. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136369	28	Combination of results	
2020	Liu, X., Bakshi, B. R., Rugani, B., de Souza, D. M., Bare, J., Johnston, J. M., Laurent, A. and Verones, F. (2020), "Quantification and valuation of ecosystem services in life cycle assessment – Application of the cascade framework to rice farming systems", in <i>Science of the Total Environment</i> , vol. 747, article 141278, pp. 1-10. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141278	21	Complementation of a driving method	
2020	Morales Mora, M. A., Bravo, R. D. M., Baril, C. F., Hernández, M. F. and Delgadillo, S. A. M. (2020), "An integrated approach to determining the capacity of ecosystems to supply ecosystem services into life cycle assessment for a carbon capture system", in <i>Applied Sciences</i> , vol. 10, issue 2, article 622, pp. 1-26. doi.org/10.3390/app10020622	6	Complementation of a driving method	

Methodologies	Year	Reference Study	SCOPUS Quotes as of 15/09/2023	Integration
ESA - ERA	2013	Zhao, Z. and Zhang, T. (2013), "Integration of Ecosystem Services into Ecological Risk Assessment for Implementation in Ecosystem-Based River Management – A Case Study of the Yellow River, China", in <i>Human and Ecological Risk Assessment</i> , vol. 19, issue 1, pp. 80-97. doi.org/10.1080/10807039.2012.683744	13	Complementation of a driving method
	2015	Arkema, K. K., Verutes, G. M., Wood, S. A., Clarke-Samuels, C., Rosado, S., Canto, M., Rosenthal, A., Ruckelshaus, M., Guannel, G., Toft, J., Faries, J., Silver, J. M., Griffin, R. and Guerry, A. D. (2015), "Embedding ecosystem services in coastal planning leads to better outcomes for people and nature", in <i>Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America</i> , vol. 112, issue 24, pp. 7390-7395. doi.org/10.1073/pnas.1406483112	294	Complementation of a driving method
	2015	Cabral, P., Levrel, H., Schoenn, J., Thiébaud, E., Le Mao, P., Mongruel, R., Rollet, C., Dedieu, K., Carrier, S., Morisseau, F. and Daures, F. (2015), "Marine habitats ecosystem service potential – A vulnerability approach in the Normand-Breton (Saint Malo) Gulf, France", in <i>Ecosystem Services</i> , vol. 16, pp. 306-318. doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.09.007	45	Combination of results
	2015	Deacon, S., Norman, S., Nicolette, J., Reub, G., Greene, G., Osborn, R. and Andrews, P. (2015), "Integrating ecosystem services into risk management decisions – Case study with Spanish citrus and the insecticide chlorpyrifos", in <i>Science of the Total Environment</i> , vol. 505, pp. 732-739. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.034	28	Complementation of a driving method
	2016	Sample, J. E., Baber, I. and Badger, R. (2016), "A spatially distributed risk screening tool to assess climate and land use change impacts on water-related ecosystem services", in <i>Environmental Modelling and Software</i> , vol. 83, pp. 12-26. doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.05.011	34	Complementation of a driving method
	2016	Xu, X., Yang, G., Tan, Y., Zhuang, Q., Li, H., Wan, R., Su, W. and Zhang, J. (2016), "Ecological risk assessment of ecosystem services in the Taihu Lake Basin of China from 1985 to 2020", in <i>Science of the Total Environment</i> , vol. 554-555, pp. 7-16. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.120	131	Complementation of a driving method
	2017	Battista, W., Karr, K., Sarto, N. and Fujita, R. (2017), "Comprehensive Assessment of Risk to Ecosystems (CARE) – A cumulative ecosystem risk assessment tool", in <i>Fisheries Research</i> , vol. 185, pp. 115-129. doi.org/10.1016/j.fishres.2016.09.017	24	Post-analysis
	2017	Gilioli, G., Schrader, G., Carlsson, N., van Donk, E., van Leeuwen, C. H. A., Martín, P. R., Pasquali, S., Vilà, M. and Vos, S. (2017), "Environmental risk assessment for invasive alien species – A case study of apple snails affecting ecosystem services in Europe", in <i>Environmental Impact Assessment Review</i> , vol. 65, pp. 1-11. doi.org/10.1016/j.eiar.2017.03.008	38	Complementation of a driving method
	2017	Pártl, A., Vačkář, D., Loučková, B. and Lorencová, E. K. (2017), "A spatial analysis of integrated risk – Vulnerability of ecosystem services provisioning to different hazards in the Czech Republic", in <i>Natural Hazards</i> , vol. 89, issue 3, pp. 1185-1204. doi.org/10.1007/s11069-017-3015-z	17	Complementation of a driving method
	2017	Syberg, K., Backhaus, T., Banta, G., Bruce, P., Gustavsson, M., Munns, W. R., Rämö, R., Selck, H. and Gunnarsson, J. S. (2017), "Toward a conceptual approach for assessing risks from chemical mixtures and other stressors to coastal ecosystem services", in <i>Integrated Environmental Assessment and Management</i> , vol. 13, issue 2, pp. 376-386. doi.org/10.1002/ieam.1849	12	Complementation of a driving method
	2018	Kang, P., Chen, W., Hou, Y. and Li, Y. (2018), "Linking ecosystem services and ecosystem health to ecological risk assessment – A case study of the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration", in <i>Science of the Total Environment</i> , vol. 636, pp. 1442-1454. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.427	146	Complementation of a driving method
	2019	Culhane, F., Teixeira, H., Nogueira, A. J. A., Borgwardt, F., Trauner, D., Lillebø, A., Piet, G. J., Kuemmerlen, M., McDonald, H., O'Higgins, T., Barbosa, A. L., van der Wal, J. T., Iglesias-Campos, A., Arevalo-Torres, J., Barbière, J. and Robinson, L. A. (2019), "Risk to the supply of ecosystem services across aquatic ecosystems", in <i>Science of the Total Environment</i> , vol. 660, pp. 611-621. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.346	51	Combination of results
	2019	Forbes, V. E., Railsback, S., Accolla, C., Birnir, B., Bruins, R. J. F., Ducrot, V., Galic, N., Garber, K., Harvey, B. C., Jager, H. I., Kanarek, A., Pastorok, R., Rebarber, R., Thorbek, P. and Salice, C. J. (2019), "Predicting impacts of chemicals from organisms to ecosystem service delivery – A case study of endocrine disruptor effects on trout", in <i>Science of the Total Environment</i> , vol. 649, pp. 949-959. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.344	19	Complementation of a driving method
	2019	Galic, N., Salice, C. J., Birnir, B., Bruins, R. J. F., Ducrot, V., Jager, H. I., Kanarek, A., Pastorok, R., Rebarber, R., Thorbek, P. and Forbes, V. E. (2019), "Predicting impacts of chemicals from organisms to ecosystem service delivery – A case study of insecticide impacts on a freshwater lake", in <i>Science of the Total Environment</i> , vol. 682, pp. 426-436. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.187	16	Complementation of a driving method
	2019	Willaert, T., Garcia-Alegre, A. G., Queiroga, H., Cunha e Sá, M. A. and Lillebø, A. I. (2019), "Measuring vulnerability of marine and coastal habitats' potential to deliver ecosystem services – Complex Atlantic region as case study", in <i>Frontiers in Marine Science</i> , vol. 6, pp. 1-13. doi.org/10.3389/fmars.2019.00199	15	Combination of results
	2020	Awuah, K. F., Jegede, O., Hale, B. and Siciliano, S. D. (2020), "Introducing the Adverse Ecosystem Service Pathway as a Tool in Ecological Risk Assessment", in <i>Environmental Science and Technology</i> , vol. 54, issue 13, pp. 8144-8157. doi.org/10.1021/acs.est.9b06851	19	Complementation of a driving method
	2020	Caro, C., Carlos, J., Cunha, P. P. and Teixeira, Z. (2020), "Ecosystem services as a resilience descriptor in habitat risk assessment using the InVEST model", in <i>Ecological Indicators</i> , vol. 115, article 106426, pp. 1-17. doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106426	46	Combination of results
	2020	Xing, L., Hu, M. and Wang, Y. (2020), "Integrating ecosystem services value and uncertainty into regional ecological risk assessment – A case study of Hubei Province, Central China", in <i>Science of the Total Environment</i> , vol. 740, article 140126, pp. 1-12. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140126	60	Complementation of a driving method
	2020	Zhang, H., Feng, J., Zhang, Z., Liu, K., Gao, X. and Wang, Z. (2020), "Regional spatial management based on supply-demand risk of ecosystem services – A case study of the Fenghe River Watershed", in <i>International Journal of Environmental Research and Public Health</i> , vol. 17, issue 11, article 4112, pp. 1-25. doi.org/10.3390/ijerph17114112	9	Complementation of a driving method
	2022	Gärtner, N., Lindhe, A., Wahtra, J., Söderqvist, T., Lång, L.-O., Nordzell, H., Norrman, J. and Rosén, L. (2022), "Integrating Ecosystem Services into Risk Assessments for Drinking Water Protection", in <i>Water</i> , vol. 14, issue 8, article 1180, pp. 1-26. doi.org/10.3390/w14081180	2	Complementation of a driving method
	2022	Huang, X., Wang, X., Zhang, X., Zhou, C., Ma, J. and Feng, X. (2022), "Ecological risk assessment and identification of risk control priority areas based on degradation of ecosystem services – A case study in the Tibetan Plateau", in <i>Ecological Indicators</i> , vol. 141, article 109078, pp. 1-12. doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109078	6	Complementation of a driving method
	2022	Qian, Y., Dong, Z., Yan, Y. and Tang, L. (2022), "Ecological risk assessment models for simulating impacts of land use and landscape pattern on ecosystem services", in <i>Science of The Total Environment</i> , vol. 833, article 155218, pp. 1-12. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155218	35	Complementation of a driving method
2022	Liang, Y. and Song, W. (2022), "Integrating potential ecosystem services losses into ecological risk assessment of land use changes – A case study on the Qinghai-Tibet Plateau", in <i>Journal of Environmental Management</i> , vol. 318, article 115607, pp. 1-15. doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115607	22	Combination of results	
2022	Wu, Y., Gu, C. and Zhang, Y. (2022), "Towards Sustainable Management of Urban Ecological Space – A Zoning Approach Hybridized by Ecosystem Service Value and Ecological Risk Assessment", in <i>Land</i> , vol. 11, issue 8, article 1220, pp. 1-19. doi.org/10.3390/land11081220	3	Combination of results	

che sia in grado di valutare in modo esaustivo l'impronta ecologica complessiva, soprattutto in relazione a un uso multifunzionale degli ecosistemi terrestri e acquatici, sebbene siano già stati condotti degli studi per valutare l'integrazione tra le metodologie LCA, ERA ed ESA con l'obiettivo di superare le singole criticità e valorizzare gli specifici punti di forza (De Luca Peña et alii, 2022).

Per analizzare lo stato dell'arte sull'integrazione delle tre metodologie è stato utilizzato il database Scopus, impiegando le parole chiave, i criteri di selezione e il periodo di riferimento riportati nel paragrafo 'Metodologia e limiti dello studio'. La selezione ha portato a individuare complessivamente 62 studi di cui 15 relativi all'integrazione di LCA ed ERA (Tab. 2), 23 di LCA ed ESA (Tab. 3) e 24 di ERA ed ESA (Tab. 4); non è stato trovato nessuno studio che avesse integrato le tre metodologie in un caso studio.

Dall'analisi dei suddetti studi emerge che l'integrazione tra LCA ed ERA è stata prevalentemente sviluppata aggregando la seconda nella prima attraverso la formulazione di nuovi CF spazialmente differenziati, nuovi percorsi di impatto o modificando le categorie di impatto LCA. Alcuni studi hanno condotto la due valutazioni in modo indipendente mentre altri hanno poi combinato i risultati a livello qualitativo e/o quantitativo; alcuni studi hanno impiegato un'analisi multicriteriale per combinare quantitativamente i risultati di LCA e ERA eseguiti singolarmente sullo stesso caso di studio, mentre altri ancora hanno normalizzato i risultati di LCA e li hanno confrontati con quelli di ERA; lo studio di Ayoub et alii (2015) è l'unico ad aver utilizzato i risultati della LCA per identificare i processi ad alto impatto ambientale nel ciclo di vita di un prodotto e quindi a condurre una valutazione del rischio ambientale basata su tali processi specifici.

Tra le criticità più frequenti che emergono dagli studi, talvolta rilevate dagli stessi autori, si riportano: a) la mancanza di alcuni dati di input; b) la difficoltà di integrare le due metodologie per le differenze che esse presentano nella struttura dei modelli, negli approcci, negli scopi e nelle diverse risoluzioni spaziali e temporali; c) la selezione di percorsi di esposizione adeguati per ridurre le distorsioni nella valutazione soprattutto quando si valutano più fattori di stress contemporaneamente; d) la mancata considerazione dell'intero ciclo di vita nella valutazione. Infine Muazu, Rothman e Maltby (2021) hanno rilevato altre criticità tra cui il rischio di doppi conteggi, possibili incoerenze nella scelta dei parametri e nella modellazione e la mancanza di linee guida e di procedura normate per integrare le due metodologie di indagine.

Anche l'integrazione tra LCA ed ESA è stata prevalentemente sviluppata aggregando la seconda alla prima, spesso considerando i servizi ecosistemici come percorso d'impatto aggiuntivo a quelli tradizionali della LCA e prevedendo CF nel punto medio e nel punto finale differenziati a livello spaziale, così come suggerito dalle linee guida dell'UN Environment Programme and Society of Environmental Toxicology and Chemistry. Se a livello concettuale diversi contributi esaminati da Koellner et alii (2013) hanno suggerito di ripensare le AoPs della LCA includendo anche i servizi ecosistemici, tra i casi studio analizzati alcuni hanno esteso i confini della LCA con offerta e domanda di servizi ecosistemici, altri hanno proposto l'integrazione del modello a cascata nella LCA, altri ancora hanno utilizzato i flussi LCI integrandovi input di modelli bioeconomici di servizi ecosistemici oppure hanno utilizzato i risultati della LCA per quantificare il valore di un servizio ecosistemico.

Anche questa integrazione tra le due metodologie di valutazione presenta diverse criticità, prima fra tutte la difficoltà di armonizzare le diverse risoluzioni spaziali e temporali dei servizi ecosistemici nella LCA. Altri limiti sono individuabili nella impossibilità di integrare alcuni elementi della ESA nei software LCA disponibili, nella contabilizzazione di servizi ecosistemici a diverse scale, nel rischio di sovrapposizioni e doppi conteggi quando i servizi ecosistemici sono valutati come categorie di impatto, nella disponibilità di dati e nella mancanza di linee guida e di procedura normate per integrare le due metodologie di indagine.

Tra gli studi con ERA ed ESA prevalgono quelli in cui i punti finali della ERA sono stati integrati con i servizi ecosistemici dei quali si riportano il potenziale, i punti di forza e le criticità: attraverso la metodologia dell'EPF è stata collegata una struttura biofisica o le unità fornitrici di servizi con l'offerta dei servizi ecosistemici i quali, in diversi casi, sono stati utilizzati per definire i confini e gli scenari della ERA. Alcuni studi hanno utilizzato lo strumento INVEST con approcci semi-quantitativi per ottenere punteggi sul rischio e sulla fornitura di servizi ecosistemici, grazie al modulo Habitat Risk Assessment (HRA); in alcuni casi i punteggi di rischio ottenuti dalla HRA sono stati aggregati ai punteggi dell'offerta dei servizi ecosistemici per calcolare l'indice di vulnerabilità di uno specifico ecosistema. Altri studi hanno combinato approcci diversi per calcolare il rischio cumulativo sugli ecosistemi e quindi il rischio sulla relativa fornitura di servizi, mentre altri ancora hanno individuato valori economici dei servizi ecosistemici per parametrizzare i punteggi di rischio oppure, al contrario, attraverso i punteggi di rischio hanno determinato il valore, economico e non, dei servizi ecosistemici.

I principali limiti rilevati in questo gruppo di studi sono simili a quelli che sono emersi nell'integrare LCA ed ESA, e tra questi la difficoltà nell'individuare le interconnessioni, le dinamiche e le relazioni tra i servizi ecosistemici e nel collegare più fattori di stress a un singolo servizio ecosistemico. Altre criticità riguardano: a) la selezione di punti finali ERA non rappresentativi di un particolare servizio ecosistemico; b) la monetizzazione di servizi ecosistemici; c) la mancata assegnazione di pesi differenti ai diversi servizi ecosistemici; d) la variabilità di risoluzioni temporali e spaziali quando si vuole tenere conto dell'effetto dei fattori di stress sull'unità di fornitura dei servizi ecosistemici; e) l'utilizzo di un metodo ponderale per la rilevanza dei rischi o dei servizi sistemici; f) la presenza di conflitti di interesse tra gli stakeholders nel determinare i servizi ecosistemici più rilevanti; g) la disponibilità di dati; h) la mancanza di linee guida e di procedura normate per integrare le due metodologie di indagine.

In generale i diversi contributi analizzati mostrano una varietà di approcci che De Luca Peña et alii (2022) hanno classificato in relazione ai punti della catena causa-effetto in cui l'integrazione avviene: il primo tipo di integrazione avviene nella fase di 'post-analisi', pertanto le due metodologie sono condotte indipendentemente l'una dall'altra e i risultati di entrambe sono oggetto di una 'interpretazione qualitativa combinata'; il secondo tipo avviene attraverso la 'combinazione dei risultati', sviluppando le due metodologie indipendentemente l'una dall'altra e combinando / aggregando i risultati in una ulteriore fase quantitativa o qualitativa al termine della catena causa-effetto; il terzo tipo prevede l'integrazione dei risultati attraverso la 'complementazione di un metodo guida' e in questo caso una prima metodologia guida la valutazione e incorpora alcune relazioni della catena causa-effetto della seconda nelle proprie, in alcuni punti o lungo l'intera catena.

Al fine di un futuro studio che miri a integrare i tre metodi di valutazione è da rilevare che ciascuno degli approcci che ha combinato le valutazioni non è risultato esente da criticità: sebbene consentano di catturare gli effetti globali e locali senza dover correlare i risultati da un punto di vista statistico, tutti e tre gli approcci presentano il rischio di doppi conteggi degli impatti e talvolta la 'post-analisi' e la 'combinazione dei risultati' determinano risultati diversi che possono essere di difficile comprensione o addirittura fuorviare i decisori; inoltre richiedono tempi di analisi piuttosto lunghi sia la 'combinazione dei risultati' sia l'integrazione dei risultati attraverso la 'complementazione di un metodo guida' e quest'ultima, pur generando una reale integrazione delle metodologie di analisi, necessita di molti dati la cui assenza condiziona l'incertezza dei risultati.

Riflessioni per una integrazione olistica e sistemica degli strumenti decisionali | Le tre metodologie, pur con le relative criticità, costituiscono validi strumenti decisionali di supporto al progetto, essendo capaci di guidare il progettista nella risoluzione di problemi eccessivamente complessi per l'essere umano e troppo qualitativi per l'elaborazione informatica tradizionale. Tuttavia LCA, ERA ed ESA non sono in grado di affrontare, sia singolarmente che accoppiate, la complessità della condizione 'multirischio' in cui versa il pianeta Terra (Figg. 7, 8), la cui sfida può essere raccolta solo con un approccio al progetto di stampo olistico e sistemico capace di fornire al contempo benefici / servizi ecosistemici e soluzioni per fronteggiare i diversi rischi ambientali e le numerose vulnerabilità dell'ecosistema, mutuando una visione antropocentrica in una 'in simbiosi' con la natura.

Studiosi e filosofi hanno promosso diverse teorie economiche in un'ottica di sviluppo sostenibile e salvaguardia delle generazioni future, dall'Economia della Felicità (Kahneman, 2007) alla Sharing Economy (Botsman and Rogers, 2010), dalla Crescita Qualitativa (Capra and Henderson, 2013) e alla Decrescita Serena (Latouche, 2015; Raworth, 2017), dalla Blue Economy (Pauli, 2009) alla Circular Economy (Ellen MacArthur Foundation, 2010), ma anche approcci progettuali incentrati sulla Biomimicry (Benyus, 1997) e sul Cradle to Cradle e sull'upcycle (McDonough and Braungart, 2002, 2013), sulle '8 R' (Rivalutare, Riconcettualizzare, Ristrutturare, Ridistribuire, Rilocalizzare, Ridurre, Riutare, Riciclare) e sulle sei aree di azione ReSOLVE (REgenerate, Share, Optimise, Loop, Virtualise, Exchange; Ellen MacArthur Foundation 2015), sull'Open Building Habraken (1972) e sui Shearing Layers of Change Brand (1994), sul Design for Disassembly e sul Reversible Building Design (Durmisevic, 2006, 2018), sulla resilienza mi-

tigativa e adattiva del costruito (Tucci and Sposito, 2020) solo per citarne alcuni.

È allora da chiedersi come sia possibile che in presenza di obiettivi condivisi dalle Nazioni Unite, dai singoli Paesi e dalle diverse Organizzazioni internazionali, così come di Programmi strategici con provvidenze finanziarie eccezionali e di strumenti digitali avanzati, le auspiccate transizioni digitale, energetica ed ecologica sono ancora lontane dall'essere realizzate.

Se una prima causa è individuabile nel periodo di incertezza che stiamo vivendo legato alle crisi multiple e interconnesse che hanno caratterizzato gli ultimi quindici anni, a una più attenta riflessione e analisi delle ricerche pubblicate sul tema della sostenibilità nel settore edilizio ci si accorge che le azioni messe in campo sono state prevalentemente finalizzate ad affrontare singoli obiettivi e a risolvere aspetti specifici sulla circolarità dei materiali piuttosto che sulla disassemblabilità dei componenti o ancora sul contenimento dei consumi energetici o su materiali ed elementi adattivi o sull'impiego di soluzioni basate sulla natura, ecc., come se ciascuno di questi aspetti singolarmente fosse in grado di limitare e/o addirittura azzerare gli impatti dell'azione antropica nella biosfera e risolvere l'attuale stato di emergenza ambientale e/o di policrisi.

Questa visione 'miope' è confermata anche dal recentissimo Rapporto sul Global Sustainable Development (IGS, 2023) il quale da un lato riferisce, sulla base dei dati accessibili a maggio 2023, quanto siamo lontani dal raggiungimento dei singoli SDG e sui loro progressi con proiezioni al 2030 e al 2050, dall'altro mostra le limitate interconnessioni tra i 17 SDG e le 136 coppie di Obiettivi (Figg. 9-11), concludendo che le crisi di inizio Millennio possono diventare una opportunità ed essere superate con strategie ampie e inclusive che prendano in esame più obiettivi interconnessi e combinino l'azione locale con la cooperazione internazionale, offrendo spazi d'azione che in precedenza sarebbero sembrati eccessivamente ambiziosi o estremi; lo stesso rapporto conclude con l'auspicio di un maggiore investimento in ricerca e sviluppo ma anche in strumenti scientifici di valutazione predittiva, dati di qualità e metriche economiche e non, capaci di 'restituire' il valore della vita umana e della natura e di monitorare i progressi nel miglioramento del benessere umano, della salvaguardia dell'ambiente e della biodiversità e della fornitura di servizi pubblici.

In quest'ottica il presente contributo, richiamando l'Obiettivo 17 - 'Rafforzare i mezzi di attuazione e rinnovare il partenariato mondiale per lo sviluppo sostenibile' e facendo seguito all'auspicio del citato Rapporto 2023 sul Global Sustainable Development, sostiene la necessità di attivare urgenti azioni di ricerca per una integrazione dei metodi LCA, ERA ed ESA al fine di fornire ai diversi stakeholder uno strumento decisionale che consenta di valutare, ad ampio raggio, non solo come l'uomo influenza gli ecosistemi e i servizi che essi forniscono, ma anche come i sistemi naturali condizionano gli esseri umani, esaminando l'insieme delle interazioni tra i sistemi antropico-produttivi e i sistemi naturali terrestri e marini poiché solo così è possibile comprendere, misurare e quantificare impatti e benefici a più scale.

Allo stato attuale gli sviluppi di questo ambito di ricerca sono piuttosto incerti e ne definiscono

contemporaneamente gli attuali limiti poiché le ricerche sull'integrazione di LCA, ESA ed ERA sono settoriali e spesso basate su intuizioni e non su modelli di tipo scientifico, strumentali, verificabili, confrontabili e replicabili. Per superare tale criticità è auspicabile che le Nazioni Unite al pari di Enti governativi (UN Environment Programme and Society of Environmental Toxicology and Chemistry, World Health Organization, European Environment Agency, Environmental Protection Agency, Joint Research Centre, ENEA, ecc.) e le Organizzazioni internazionali lungimiranti e attive nella ricerca per la salvaguardia del nostro pianeta lancino una call per creare un tavolo tecnico internazionale con i migliori esperti delle tre metodologie LCA, ERA ed ESA al fine di valutare se esistano i presupposti - fermo restando l'attuale indipendenza delle singole metodologie - di una loro integrazione 'post-analisi', con 'combinazione dei risultati' o attraverso la 'complementazione di un metodo guida', oppure se sia necessario valutare una nuova metodologia che, integrando obiettivi, finalità e output delle tre valutazioni, sia in grado di restituire la complessità della suddetta condizione multirischio per l'uomo e l'ambiente superando criticità e limiti esposti nel presente saggio.

In particolare il tavolo tecnico di esperti dovrebbe essere chiamato a: 1) sviluppare una metodologia di valutazione; 2) definire metriche, descrittori statistici, criteri e protocolli condivisi per la raccolta, l'elaborazione e l'analisi dei dati, 3) individuare sia i fattori di caratterizzazione (ambientali, sociali ed economici) e di esposizione sia le aree di protezione rappresentative; 4) valutare le modalità di conduzione della 'analisi di sensibilità' per identificare le fonti di incertezza più importanti; 5) realizzare un database informatico ad accesso aperto per facilitare l'indicizzazione e il reperimento di informazioni sui fattori di esposizione a livello globale, con il coinvolgimento di aziende che potranno mettere a disposizione dati rappresentativi di specifici processi e tecnologie produttive per le proprie aree geografiche; 6) sviluppare uno strumento informatico, di facile uso e implementabile, per la valutazione degli impatti e dei benefici, con particolare riferimento anche a quelli economici ed etico-sociali, capace di sfruttare le potenzialità dell'intelligenza artificiale di elaborazione e di prefigurazione di scenari alternativi; 7) fornire una guida per la selezione e l'uso dei dati in relazione a specifici scenari di esposizione e popolazione di interesse e per l'uso dello strumento digitale di valutazione; 8) promuovere il nuovo strumento digitale e valutarne la possibilità di normare l'obbligatorietà dopo un periodo di sperimentazione e verifica con metodo scientifico.

Se il New European Bauhaus ha indicato la strada per ridisegnare radicalmente i tradizionali approcci 'settoriali' e 'mono obiettivo' del progetto, ponendosi come ponte tra scienza, tecnologia e arte e vettore per guidare cambiamenti epocali, abbiamo ora certamente bisogno di uno strumento di valutazione della sostenibilità che, in chiave olistica e sistemica, sia in grado da un lato di risolvere la complessità delle singole metodologie di analisi (LCA, ERA ed ESA), dall'altro abbia il potenziale di affrontare la complessità della condizione climatico-ambientale in cui ci troviamo, configurando scenari d'azione capaci di contrastare la policrisi, ridurre le molteplici vulnerabilità dell'ecosistema (Figg. 12-15), fornire servizi ecosistemici

per il benessere umano e salvaguardare la biodiversità, rispondendo contemporaneamente al maggior numero possibile di Obiettivi di Sviluppo Sostenibile entro il 2030.

Affrontare la Complessità (lit. Facing Complexity) is the title of Federico Butera's (2021) volume that portrays the particular condition of our Planet through a broad vision and exhaustive data: though mainly informative, the volume is based on the results of scientific research conducted by International Organizations and scholars, with the aim of restoring a profoundly complex and interconnected reality, in which climatic and environmental phenomena affect human and social ones and vice versa (Fioramonti, 2021), and reveal how the biosphere is governed by a system of relationships and interconnections, whereby even small changes in a specific context determine chain reactions in different spheres, affecting both nature and human beings on a global scale.

While in the past humankind has been one of many factors in altering the ecosystem, today, anthropogenic activity is considered one of the main causes of climate change and rising land and sea temperatures, to such an extent that the era in which we live has been labelled the Anthropocene (Crutzen and Stoermer, 2000): since the second half of the eighteenth century, human activities and progress (scientific and technological) have produced tangible and exponentially accelerated effects on the biosphere, causing a precarious ecosystem balance and affecting the security, health, well-being and also the availability of goods and livelihoods of its inhabitants (Meadows et alii, 1972; Aprea, D'Ambrosio and Di Martino, 2019). Thomas L. Friedman (2016) identifies a continuously and exponentially evolving condition: the planet we inhabit will look very different from the one we know as early as 2030, as it is subject to the three 'forces' of Moore's Law with technology, the Market with globalisation, and Mother Nature with climate change and biodiversity loss simultaneously putting pressure on the biosphere.

The 'complexity' of the condition in which we find ourselves is thus evident, and climate change, according to Amitav Ghosh (2017), is not a danger in itself, but represents a 'threat multiplier' that stresses and amplifies the instability and insecurity already present in some areas of the world, while also affecting the economy (Fig. 1). As evidence of this, two recent Reports return alarming prospects, to say the least: while according to the World Economic Forum (WEF, 2021), a global rise in temperature of up to 3.2 °C by mid-century could reduce global GDP by up to 18%, the World Meteorological Organization (WMO, 2021) reports that between 1970 and 2019, more than 2 million lives ended due to climate change and that in Europe alone, deaths from extreme heat could increase from 2,700 to 90,000 each year by 2100.

According to the Commission of the United Nations Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2018, 2023), cause and effect of the above phenomena can be attributed to the steady increase in atmospheric warming, which could result in a rise in global average temperatures of about 5.8 °C by the end of the century. It is clear that the collective ecological footprint of many countries has

already significantly exceeded their relative 'biocapacity' (Beysers and Wackernagel, 2019; Fig. 2), a condition that today causes most industrialised countries to be identified as 'ecological creditors' (Świąder et alii, 2020).

Losasso and Verde (2020) further note how the Covid-19 pandemic crisis has further impacted an already critical scenario, amplifying environmental risks and generating a state of progressive and unstoppable 'polycrisis', also reported by Morin (2020), which overexposes the entire ecosystem and increases its vulnerability to environmental disasters. The recent WWF Italy report (Pratesi, 2020), which analyses the effects of pandemics on ecosystems, highlights how biological and climate-environmental impacts tend to overlap, amplifying the negative effects on different types of natural (biodiversity), human (well-being), social (interactions), cultural (conservation and enhancement) and financial (productivity) capital, effects consistent with the findings of the Italian Alliance for Sustainable Development (ASviS, 2020), which carried out a preliminary quantitative assessment of the likely impact of Covid-19 on more than 100 indicators used to develop the composite indices of the 17 Sustainable Development Goals – SDGs (UN, 2015), finding a strong negative impact on Goals 1 (no poverty), 3 (good health and well-being), 4 (quality education), 8 (decent work and economic growth), 9 (industry innovation and infrastructure) and 10 (reduced inequality) and a positive one on Goal 13 (climate action), due to lockdown.

The complexity of the issue is such that, building on the initial questions regarding the legitimacy of humans to claim the right to control nature (Carson, 1962), with a slow but continuous awareness of the state of emergency, new paradigms, approaches and sciences take shape, initiating a revolution in thinking that revises the position of humans in relation to the environment and challenges the anthropocentric approach that characterised the first two industrial revolutions (Lauria and Azzalin, 2021).

The Reports *The Limits of Growth* (Meadows et alii, 1972) and *Our Common Future* (WCED, 1987) pave the way for well-known and well-established policy documents that, starting with Agenda 21 (UN, 1992), the Climate-Energy 20-20-20 package (European Commission, 2009) and the Sustainable Development Goals of Agenda 2030 (UN – General Assembly, 2015) and through the Action Plan titled *Closing the Loop* (European Commission, 2015), the European Green Deal (European Commission, 2019), the Renovation Wave (European Commission, 2020a), the Circular Economy Action Plan (European Commission, 2020b) and the NextGenerationEU (European Commission, 2020c), culminate in the New European Bauhaus (European Commission, 2021a). However, the state of emergency on the environmental issue remains: the European Environmental Agency (EEA, 2021) observes that the sought-after 'decoupling' of economic growth from resource use is not happening, and points out that the circular economy could even incentivise growth strategy with increased consumption of non-renewable materials, citing as an example the case of the European Union, in which only about 12% of material was recycled during 2019, while in the rest of the world circularity is declining (Circle Economy, 2021).

Various actions have been promoted by policy documents, returned by the scientific world through research projects on the reduction of energy consumption at different stages of the building process, the implementation of positive energy districts, energy communities, off-grid architectures and tools for monitoring energy consumption (Broström, Donarelli and Berg, 2017; Tajima and Nasu, 2020; Gaspari et alii, 2022; Ferrante, Romagnoli and Villani, 2023), as well as on mitigative and adaptive resilience at different project scales (Paoletti, 2017; Desmaison et alii, 2019; Tucci et alii, 2022; Andaloro, de Waal and Surenbroek, 2022; De Joanna, Bronzino and Lusi, 2022; Olivieri, 2022; Tucci and Carlo Ratti Associati, 2023), on circularity with recycling of building, waste and pruning materials, on the upcycling of objects and textiles, and on the use of bio-based or easily recyclable building materials (Kasper and Stroemer, 2021; Kreissl, 2021; Marji, Shwash and Marji, 2021; Büscher, Polster and Klusmann, 2022; Ferrara and Squatrito, 2022; Romano et alii, 2022; Baratta et alii, 2023, Santos Malaguti de Sousa et alii, 2023).

Furthermore, on reversibility and disassembly of building elements and components (Durmisevic, 2006, 2018, 2019; Baiani and Altamura, 2019; Sposito and Scalisi, 2020; Scalisi and Sposito, 2021; Crippa et alii, 2022) and green infrastructure and ecosystem services with open catalogues of nature-based solutions, strategies for urban carbon sequestration and storage, stormwater regimentation and heat island mitigation, green roofs with spontaneous and low-maintenance vegetation, and horizontal and vertical urban agricultural landscapes (Tucci and Giampaletti, 2022; Chaves Coelho Leite, Gobatti and Gamba Huttenlocher, 2022; Valente et alii, 2022; Clemente et alii, 2022; D'Ambrosio, Di Martino and Rigillo, 2022; Cocci Grifoni et alii, 2022; Sommariva, Carnessa and Tucci, 2022; Basso et alii, 2022; Bologna and Hasanaj, 2023). However, the research addresses specific critical issues and offers tailored solutions, frequently neglecting the complexity and extent of the effects of human action at different scales of the built environment.

A key to addressing 'complexity' in the building sector seems to come from the aforementioned New European Bauhaus, a Program which aims to act as a 'bridge' between science, technology and art, initiating a cultural and educational project to be structured over the seven years 2021-2028 (Scalisi and Ness, 2022); the goal is the creation of a 'low-carbon, just and regenerative society', with the 'transition from a growth economy to an economy of belonging', through 'design in symbiosis' with nature. The Program's defining feature is a nonconformist vision, free from traditional patterns, which, according to Bason et alii (2020), can act as a 'vector' to drive the required changes, promoting a wide range of interconnected, bold, inspiring missions with broad social relevance to transform a vanguard into a 'new wave' of systemic change. However, David Ness (2021) notes the need for 'the *raison d'être*' of the New Bauhaus and its inspirational ambition to be combined, in a post-industrial society, with less production and consumption while ensuring that no one is left behind and that the needs of citizens are met in a less material and 'intensive' way, to meet the challenges of the climate emergency.

From a conceptual point of view, the new Bauhaus calls for a deconstruction and radical re-design of current approaches to architecture; however, from a pragmatic point of view, there are methods for assessing the impacts of human action and computerised tools that are part of the broad category of Decision Support Systems, providing decision support in the evaluation of different project conditions through functional modules, databases, and algorithms to solve complex qualitative and quantitative problems with a systems approach, identifying the best intervention strategies, defining potential alternatives, and enabling their comparative analysis. Among the internationally established approaches are Life Cycle Assessment (LCA), which calculates the potential environmental impacts (climate change, resource depletion, ecosystem and human health effects) associated with a product, process or system over its life cycle, Environmental Risk Assessment (ERA), which aims to assess potential risks from human activities or catastrophic events with human, landscape or ecosystem damage, and finally Ecosystem Services Assessment (ESA), which estimates ecosystem contributions to human well-being when anthropogenic activity takes place within an ecosystem.

These valuable assessment tools, often overlooked or worse yet underestimated, individually return only a partial view of the effects generated by human action on the environment and, therefore, do not allow for the evaluation of strategies capable of dealing with a condition of the biosphere characterised by a complex system of relationships and interconnections, in which climatic and environmental phenomena affect human and social ones and vice versa, and for which even small changes in a specific context determine chain reactions in different spheres, affecting both nature and human beings on a global scale.

In this perspective, this paper aims to contribute to future research for a possible integration of LCA, ERA and ESA into a single methodology that can systemically and holistically enable a comprehensive assessment of the impacts and benefits, at different spatial and temporal scales, of anthropogenic activities in the biosphere. To this end, the paper is structured into several sections: the first three introduce the respective assessment methodologies highlighting their objectives, temporal and geographic scales of investigation, metrics, cause-effect pathways, and types of approaches; the fourth section highlights the strengths, limitations, and criticalities of LCA, ERA, and ESA, including references to recent research and available digital tools and databases; the fifth section analyses their differences and similarities mainly concerning spatial and temporal variability of stressors and/or benefits, aggregate or cumulative exposure assessments, the uncertainty of results, and cause-effect chain pathways; the sixth section discusses the state of the art on the integration of LCA, ERA, and ESA, highlighting critical issues that may arise from different combinations of assessment systems; considerations on possible future developments conclude the study.

Methodology and limitations of the study | The study was conducted using the Scoping Review method (Arksey and O'Malley, 2005), a research methodology that allows for the 'mapping' of avail-

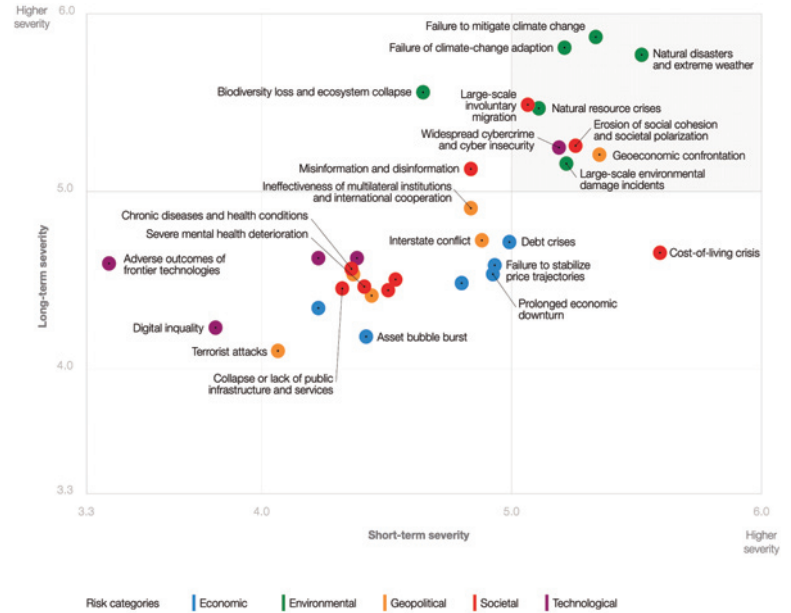
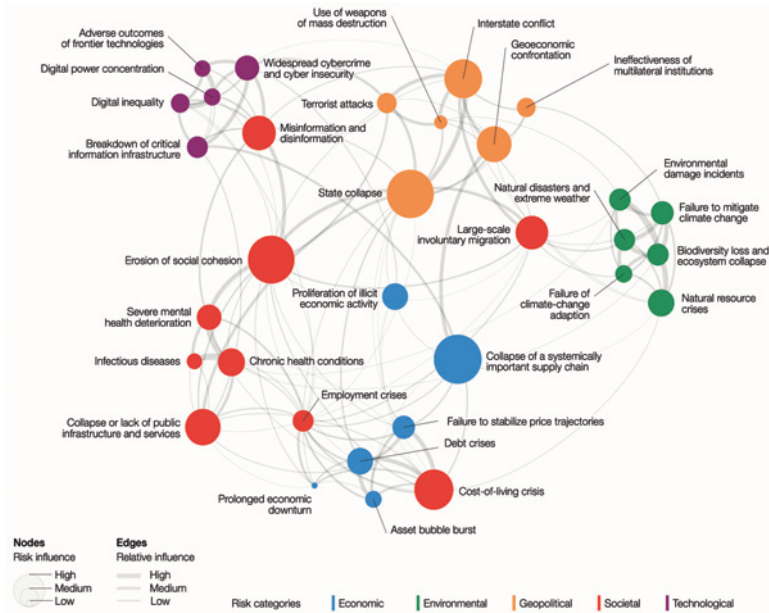


Fig. 7 | Global Risks Landscape – An interconnections map. Concomitant calamitous events, deeply interconnected risks, and loss of resilience are generating a polycrisis condition, in which emergencies of different natures interact in such a way that the total impact far exceeds the sum of each part, with interconnected environmental, geopolitical, and socioeconomic chain effects – globally and in the medium term – relating to the supply and demand for natural resources. Given the uncertain relationships among global risks, similar forecasting exercises can help in anticipating potential connections, directing preparatory measures toward minimising the magnitude and extent of polycrises before they occur (source: World Economic Forum, Global Risks Perception Survey 2022-2023; WEF, 2023).

Fig. 8 | The Global Risks Perceptions Survey (GRPS) extended over a two-year and ten-year horizon with respect to the economic, environmental, social, geopolitical and technological sectors. The upper right part of the graph indicates the global risks perceived as most serious in both the short and long term. Four environmental risks exhibit deteriorating scores over the 10-year time frame, indicating respondents’ concerns about the greater severity of these risks in the long run (source: World Economic Forum, Global Risks Perception Survey 2022-2023; WEF, 2023).

able scientific literature on a topic, and in this specific case on the possibilities and methods for the integration of LCA, ERA and ESA assessments by highlighting their strengths, limitations and critical issues. The Scopus database was used to analyse the state of the art on the integration of the three methodologies, through which research published between January 1, 2013, and September 15, 2023, was selected; the survey was conducted by entering strings in the database containing the different combinations of the names of the three methodologies and their acronyms – Life Cycle Assessment, LCA, Ecosystem Services Assessment, ESA, Environmental Risk Assessment, ERA – and selecting contributions that met all three of the following conditions: 1) presence of at least two methodologies in the title and reference to their integration; 2) development of an integration methodology; 3) application of the proposed integration to a case study; 4) English language texts.

Although the methodological approach produced relevant results in terms of the number of publications and the number of citations received by those publications, research limitations include the use of a single database, the choice of keywords limited to the name of the three analysis methodologies, the selection of English-only texts, and the perimeter of the study within the last eleven years. However, the survey criteria have been carefully evaluated and are considered justified – for the purposes of this study – by the fact that Scopus and the English language constitute a reference for the international scientific community, the combinations between the different keywords make it possible to identify contributions of interest to the present study from the very title, and finally, the reference period is considered sufficient to return a broad case history of studies on the possible integrations of the three methodologies.

LCA: Life Cycle Assessment | The goal of achieving high material performance for environmental indicators, even within the complexity of the demanding framework to which the project must respond, poses a twofold challenge to the project itself. The first concerns the relationship between design and matter: research carried out in recent years in the field of biobased materials (Sposito and Scalisi, 2019; Violano, Cannaviello and Del Prete, 2021; Mouton, Allacker and Röck, 2023) has become emblematic of the possibility of designing the characteristics of materials no longer only from the point of view of technical performance – as was the case with the advent of composite materials – and aesthetic performance, but also from the point of view of environmental performance. The second concerns the opportunity to optimise material production processes to reduce the most resource-consuming steps and the impacts produced (Campioli et alii, 2018), enhancing ‘low energy consumption’ solutions. An appropriate choice of building materials can facilitate a 17% reduction in energy used in building construction (Thormark, 2006) and can reduce CO₂ emissions by 30% (Gonzalez and Navarro, 2006).

The first Life Cycle Assessment (LCA) studies date back to the 1960s and 1970s (Guinée et alii, 2011); LCA has been acknowledged for over twenty years, since the European Commission (2003, p. 10) in the Communication on Integrated Product Policy indicated life-cycle assessments as «[...] the best framework for assessing the potential environmental impacts of products currently available», as also expressed by the international community (Dodd et alii, 2017).

Environmental impact modelling in LCA is based on cause-effect pathways that link specific environmental stressors determined by human activ-

ities (air, water or soil emissions, waste production, natural resource extraction, etc.) with one or more potential effects on the environment that are classified into intermediate and/or final level impact categories (damage) along a cause-effect chain. There are several quantitative methods of Life Cycle Impact Assessment (LCIA)¹, shared by the international scientific community, to quantify a wide number of impact categories, and all methods employ Characterization Factors (CF) as unit converters to transform inventory flows into the common unit of the impact category indicator; impact categories are linked to final scores, called Areas of Protection (AoPs), which represent the entities to be safeguarded, traditionally referring to the Natural Environment, Human Health and Natural Resources but recently extended to Human Prosperity and Well-being (Taelman et alii, 2020).

LCA is a methodology which is internationally standardised by regulations ISO 14040:2006 and ISO 14044:2006; these regulations describe the principles, application, phases of an LCA, requirements, critical review and evaluation to estimate the environmental impacts of goods and services taking into account the entire life cycle of the product, from the extraction of raw materials to the end of life (in the case of a product)². From a theoretical point of view, the analysis should be carried out on all stages of the life cycle; however, if no data is available for one or more stages of the life cycle, it is possible to opt for a partial analysis provided that this choice (system boundaries) is explained transparently and is declared among research limitations.

An LCA methodology envisages several activities (Fig. 3). The first is objective and scope definition, followed by Life Cycle Inventory (LCI), the inventory of inputs and outputs from each life cycle stage (from raw materials and energy inputs to

products, by-products, wastes, discharges, and emissions outputs) that must be quantified; the next stage is impact assessment (LCIA) in which each input and output stream is attributed to one or more impact categories, i.e., critical environmental issues (climate change, ozone depletion, resource use, particulate emission, etc.); following attribution, the input and output streams are converted, through characterisation factors, into potential impact for that specific impact category³; the sum of all inputs and outputs of an impact category returns a potential impact indicator.

ERA: Environmental Risk Assessment | Environmental Risk Assessment (ERA) is an investigative process, developed starting in the 1970s and 1980s (Aven, 2016), that aims to identify, analyse, and assess potential risks resulting from human activities⁴ (ranging from the extraction of fossil fuels to the construction of anthropogenic infrastructure and settlements) or events (e.g., natural disasters) that may cause harm to humans (Human Health ERA) and/or ecological receptors such as animals, plants, or an entire ecosystem (Ecological ERA) and is often used in areas such as occupational health and safety, food safety, and chemical management. Modelling of environmental impacts in ERA is based on cause-effect pathways, starting with the identification of a specific physical and/or biological and/or chemical stressor that can affect the receptor (human or biological entity) through air, water, and/or soil; the effects of the receptor's exposure to the stressors will depend on its duration, frequency, and magnitude, and the impacts are expressed in terms of risk to the receptors and their attributes. In ERA, the Specific Protection Goals (SPGs), equivalent to the AoPs used in LCA, are mainly determined by a national regulatory system and represent the 'endpoints' of the assessment.

Several internationally promoted guidelines exist for conducting risk assessments of human health and/or ecological receptors; for example, the World Health Organization (WHO, 2021) has drafted guidelines for chemicals, while the European Environment Agency (EEA, 1998) has a broader scope of investigation, aiming to provide an overview of methods and applications of environmental risk assessment in the European Union for human health and for the ecosystem, but also to guide the user in identifying relevant information; there are also several national guidelines including those promoted by the U.S. Environment Protection Agency (EPA) for human health (EPA, 2016b, 2019) as well as for environmental risk assessment (EPA, 1998, 2016a).

While there are inherent differences between the two environmental risk assessments, the general steps required to conduct an environmental risk assessment are similar (Fig. 4). The first phase involves planning and identifying who or what is at risk, where the risk occurs, what activities and environmental stressors cause the risk, and what are the exposure pathways. The second phase involves a different approach for the two assessments; while for human health the issue is formulated and/or hazards are identified, data is collected, and health problems that may be caused by an environmental stressor are identified, for ecological receptors data is collected and endpoints are selected for assessment, i.e., the environmen-

tal components that are important to protect and that will be assessed during the risk analysis and characterisation phases. In the third stage, risk is analysed, assessing effects and exposure through qualitative and/or quantitative methods, to understand whether and how much a certain level of exposure to a stressor will or will not cause harmful effects, foreshadowing different exposure and ecological scenarios. The fourth stage is where risk is characterised, results are interpreted and uncertainties are determined, and in the fifth stage, the assessment results are communicated to stakeholders for them to evaluate and propose necessary measures for risk management.

To better understand potential risks that can be generated by anthropogenic action on the environment, ERA is conducted both by using individual methods and/or combining different qualitative, semi-quantitative, and/or quantitative methods, as illustrated in the study by Simmons et alii (2017). Qualitative methods (interviews, expert advice, checklists, hazard and operability method, 'what-if' method, etc.) are usually used to identify risks but can also be used during the risk analysis phase when quantitative assessment cannot be conducted due to poor data availability or lack of knowledge of impacts (risk matrices, sorting techniques, etc.). Semi-quantitative methods categorise risks and their impacts through comparative scores, while risk matrices are usually used to communicate results. Finally, quantitative methods can be further divided into the two broad categories of deterministic and probabilistic approaches: while the former can calculate / predict definite risk events without any randomness, the latter hypothesise future events by considering randomness and probability factors.

ESA: Ecosystem Services Assessment | The fact that climate change poses a global, pervasive, and growing threat to biodiversity and ecosystems is established in scientific literature, just as it is established that species respond to climate change through modifications (in morphology and behaviour, phenology, and movement from geographic ranges of reference) mediated by adaptive and evolutionary responses (Weiskopf et alii, 2020). These responses, combined with the direct effects of climate change and disaster events, result in substantial changes in productivity, species interactions, and vulnerability to biological invasion, altering the benefits and services that natural ecosystems can provide for humans and the planet. Although the impacts of climate change are widespread, they are not consistent: responses to climate change vary according to the vulnerability of different contexts, linked to differences in exposure, sensitivity and adaptive capacity (Beever et alii, 2016; Kovach et alii, 2019).

Diverse biological communities and 'functioning' ecosystems are critical to maintaining ecosystem services that support human well-being (Díaz et alii, 2019; Howard et alii, 2017; Crowther, Boddy and Jones, 2011; Runting et alii, 2017) as they influence the availability and delivery of ecosystem services such as: 1) supply, e.g., freshwater for anthropised areas, agriculture, and power generation; 2) regulation, e.g., carbon sequestration, mitigation of impacts of extreme events, maintenance of soil and air quality, control of disease spread, etc.; 3) support, as they facilitate basic

ecosystem functions, such as primary productivity, nutrient cycling, and maintenance of genetic diversity; 4) cultural, non-material benefits that people gain from biodiversity and ecosystems, such as cultural identity, recreation, and mental and physical health.

It should be clarified that ecosystem processes and functions contribute to ecosystem services but are not synonymous: ecosystem processes and functions describe biophysical relationships that exist whether or not humans benefit from them, while ecosystem services are those processes and functions that benefit people, consciously or unconsciously, directly or indirectly. The concept of ecosystem services dates back to the 1970s, but it was not until the 1990s that they were defined as flows of materials, energy and information from natural capital stocks that combine with produced services and human capital to provide human well-being (Costanza et alii, 2017). However, their recognition was made official with the publication of the United Nations Millennium Ecosystem Assessment in 2005 (MEA, 2005), which promoted the development of the first ecosystem services assessment frameworks to support decision-making for anthropogenic land and water use, presenting conditions, trends, scenarios and response options.

Following this, several institutions have developed other frameworks, among which are the Secretariat of the Convention on Biological Diversity and the United Nations Environment Programme – World Conservation Monitoring Centre (2012), The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB, 2011, 2013), the Intergovernmental Science-Policy Panel on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES, 2016a, 2016b), the Ecosystem Services Partnership (de Groot et alii, 2018), and the International Union for Conservation of Nature (Neugarten et alii 2018). The Common International Classification of Ecosystem Services (CI-CES) was developed for the European Environment Agency with the ultimate goal of mapping ecosystem services in the European Union (Haines-Young and Potschin, 2012); the features of CI-CES include the hierarchy among categories used to classify ecosystem services – from 'sections', 'divisions', 'groups', and up to 'classes' – to allow for ecological assessments commensurate with the available data and a detailed classification of ecosystem services that also includes biotic and abiotic outputs, such as renewable energy, not considered in other classification systems.

The European Commission has also developed an operational integrated analytical framework, based on the IPBES guide (2016a, 2016b) and the Biodiversity Strategy to 2030 (European Commission, 2020d), to map and assess changes to the state of an ecosystem and its services in Europe, the results of which have been published in a technical report (Maes et alii, 2020). In parallel, a variety of academic research has produced and tested other ecosystem service valuation systems (Baral, Guariguata and Keenan, 2016; Burkhard et alii, 2018; Koellner et alii, 2019).

Ecosystem Services Assessment (ESA) is an ecosystem-oriented methodology that assesses their contribution, in terms of function and value, to human well-being through the provision of ecosystem services, highlighting the trade-offs and synergies that can occur between services

GOAL	INDICATOR	DISTANCE FROM TARGET (2023) ¹	TREND OF SDG PROGRESS (2023) ²	CHANGE IN TREND OF SDG PROGRESS BETWEEN 2020 AND 2023 ²
1	1.1.1 Eradicate extreme poverty	4	Limited or no progress	Backward
	1.3.1 Implement social protection systems	4	Fair progress but acceleration needed	N/A
2	2.1.2 Achieve food security	4	Deterioration	None
	2.2.1 End malnutrition (stunting)	4	Fair progress but acceleration needed	None
3	3.1.2 Increase skilled birth attendance	1	Fair progress but acceleration needed	Backward
	3.2.1 End preventable deaths under 5	4	Fair progress but acceleration needed	Backward
	3.3.3 End malaria epidemic	4	Limited or no progress	None
	3.b.1 Increase vaccine coverage	4	Deterioration	Backward
4	4.1.2 Ensure primary education completion	4	Limited or no progress	Backward
5	5.3.1 Eliminate child marriage	4	Fair progress but acceleration needed	None
	5.5.1 Increase women in political positions	4	Fair progress but acceleration needed	None
6	6.1.1 Universal safe drinking water	4	Limited or no progress	None
	6.2.1 Universal safe sanitation and hygiene	4	Fair progress but acceleration needed	None
7	7.1.1 Universal access to electricity	4	Fair progress but acceleration needed	Backward
	7.3.1 Improve energy efficiency	4	Fair progress but acceleration needed	None
8	8.1.1 Sustainable economic growth	4	Deterioration	Backward
	8.5.2 Achieve full employment	1	Limited or no progress	None
9	9.2.1 Sustainable and inclusive industrialization	1	Limited or no progress	None
	9.5.1 Increase research and development spending	4	Fair progress but acceleration needed	Forward
	9.c.1 Increase access to mobile networks	1	Substantial progress/on track	None
10	10.4.2 Reduce inequality within countries	4	Fair progress but acceleration needed	N/A
11	11.1.1 Ensure safe and affordable housing	4	Fair progress but acceleration needed	Forward
12	12.2.2 Reduce domestic material consumption	4	Limited or no progress	N/A
	12.c.1 Remove fossil fuel subsidies	4	Deterioration	Backward
13	13.2.2 Reduce global greenhouse gas emissions	4	Deterioration	None
14	14.4.1 Ensure sustainable fish stocks	5	Deterioration	N/A
	14.5.1 Conserve marine key biodiversity areas	4	Limited or no progress	N/A
15	15.1.2 Conserve terrestrial key biodiversity areas	4	Limited or no progress	None
	15.4.1 Conserve mountain key biodiversity areas	4	Limited or no progress	N/A
	15.5.1 Prevent extinction of species	4	Deterioration	None
16	16.1.1 Reduce homicide rates	4	Limited or no progress	Backward
	16.3.2 Reduce unsentenced detainees	4	Deterioration	None
	16.a.1 Increase national human rights institutions	4	Fair progress but acceleration needed	None
17	17.2.1 Implement all development assistance commitments	4	Fair progress but acceleration needed	Forward
	17.8.1 Increase internet use	1	Substantial progress/on track	None
	17.18.3 Enhance statistical capacity	4	Limited or no progress	None

Fig. 9 | Current state of progress toward the sustainable development goals based on a select target. Note 1): Distance from target (2023) and trend of Sustainable Development Goals progress (2023) refer to current level and trend information for the latest available data utilising the calculation methodology from the Sustainable Development Goals 2022 Progress Chart Technical Note. Note 2): To capture the impacts of the Covid-19 pandemic on the progress of the Sustainable Development Goals, a comparison of the trend assessment from the Sustainable Development Goals 2020 Progress Chart and the progress trend of the Goals (2023) was made, with some indicators showing reversal or slowed progress. N/A: trend comparisons unavailable due to: i) lack of trend analysis from insufficient data; ii) indicator not included in the 2020 Progress Chart; or iii) indicator has changed between progress charts (source: UNDESA, 2023; IGS, 2023).

when a human activity takes place within an ecosystem. Overall, the procedure for conducting an assessment can be summarised in the following stages (Fig. 5): 1) problem identification and scoping, i.e., definition and selection of stakeholders, current trends, ecosystems and services, scale of assessment; 2) data collection; 3) scenario building to assess alternative futures; 4) analysis and quantification of ecosystem services and their indicators; 5) integration or synthesis of results; and

6) communication of results for debate and decision-making. The assessment endpoints are the ecosystem service values, which then determine the level of protection needed for one or more services. Among the various models taken as references (Costanza et alii, 2017) to assess links and interactions between ecosystems and human well-being, the service cascade model proposed by Haines-Young and Potschin (2010) has been widely adopted as a conceptual model (Potschin-Young

et alii, 2018); however, the cause-effect pathway in an ESA is not linear in terms of determining the cause of impact as causes are not always determined by anthropogenic activity on biophysical structures and processes, but can also arise from a change within a biophysical structure and process unrelated to human intervention (Gregg et alii, 2020).

Various (semi-)quantitative and qualitative methods are also used to assess the variability of ecosystem services; according to Harrison et alii (2018), who identified 27 methods from as many case studies, they can be classified into biophysical (taking into account the underlying ecosystem structures and/or processes), sociocultural (through multicriteria analysis, preference ranking, semi-structured interviews, surveys / questionnaires, etc.) and economic (based on market values, but not always measurable due to the complexity of ecosystem services and their interactions with humans). The choice of method depends on several factors, including decision context, scale of ecosystem service priorities, and data availability, as well as an assessment of its strengths and limitations. However, the use of only one method is not sufficient to address the complexity of ecosystem services (Dunford et alii, 2018), a condition that often requires a comparison between different project scenarios involving one or more anthropogenic activities and a reference scenario that can be identified in an 'uncontaminated past' (Carpenter, Bennett and Peterson, 2006) or the current condition of the intervening context (Rosenthal et alii, 2015).

LCA, ERA and ESA: strengths, limitations and criticalities |

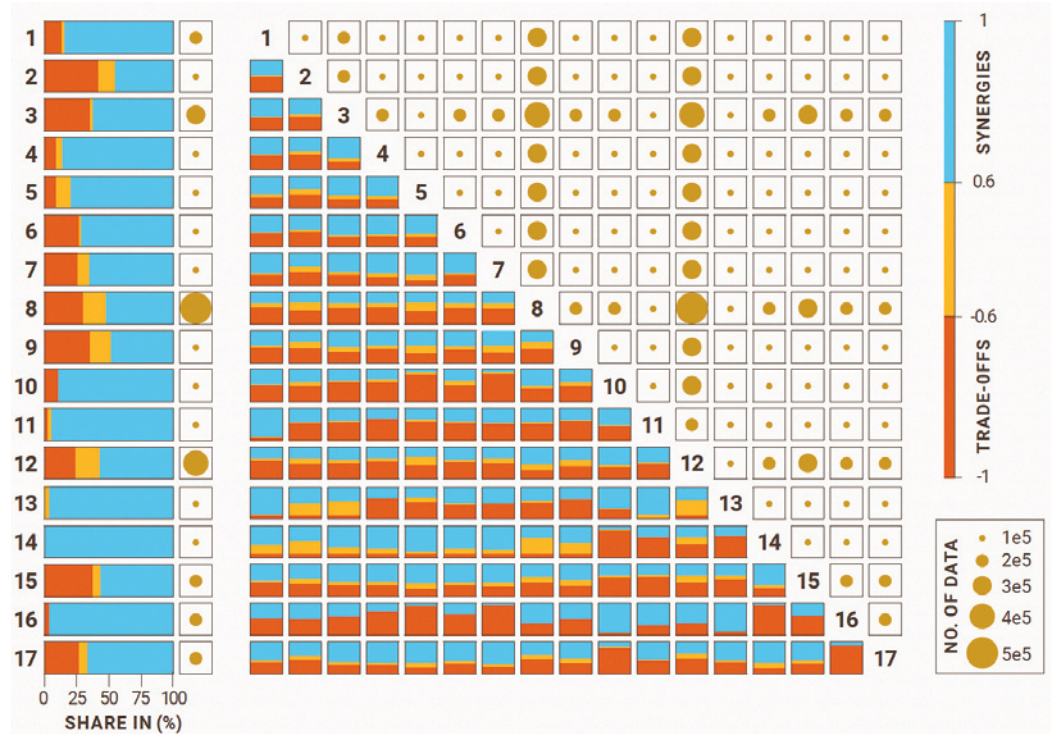
The scientific literature over the past two decades regarding LCA, ERA and ESA is quite extensive and, on the whole, succeeds in returning a comprehensive picture of how the three analyses are characterised by specific strengths and criticalities in assessing environmental impacts on ecosystems (Tab. 1). Some publications (Bjørn et alii, 2017; Simmons et alii, 2017; Buckwell et alii, 2018; Harrison et alii, 2018; Potschin-Young et alii, 2018; Taelman et alii, 2020; Van der Biest et alii, 2020; Prado et alii, 2020; Lueddeckens, Saling and Guenther, 2020; Muazu, Rothman and Maltby, 2021) more than others present a critical angle highlighting one or more strengths and criticalities.

In general, it is worth noting that, for every assessment and at every stage of an analysis process, a lurking critical issue may make the assessment unreliable: the aforementioned European Commission (2003) document emphasised the need for more consistent data and methodologies. The same point was also raised by two relevant documents (European Commission, 2021b; Eunomia, 2020), which note that in existing standards there is ample room for choice of methodology, leading to incomparable results: essentially, conducting an evaluation equates to simplifying a complex system that configures scenarios which are 'not always realistic', not so much because of a lack of methodological accuracy, but rather due to a different methodological approach and often unreliable input data.

In compiling an inventory, it is possible to use primary data, collected on-site through measurements, specific to the system to be analysed and



Fig. 10 | Interlinkages between the Sustainable Development Goals create synergies and trade-offs. Results from an illustrative study of interlinkages between the SDGs. Note: Interactions within the 17 Goals (left) and among 136 pairs of Goals (right) based on data from 2018 (Department of Economic and Social Affairs, Statistics Division 2019). The shares of synergies (light blue), non-classified (yellow), and trade-offs (orange) are represented by the colour bars. The number of data pairs of Sustainable Development Goal indicators is depicted by the areas of the circle in the boxes. Here, 1e5, 2e5, 3e5, 4e5, and 5e5 are 100, 1,000, 10,000, 100,000, and 500,000, respectively (source: Anderson et alii, 2022; IGS, 2023).



therefore of better quality, and secondary data drawn from scientific literature or available databases, preferably related to comparable conditions / processes; secondary data is less reliable than primary data, therefore, if the category in which the data is used is relevant, the results will be heavily distorted. In exceptional cases, tertiary data – such as assumptions and estimates – can be used, though this represents the bottom of the ladder in terms of information quality. However, it is generally necessary to consider that the quality of the analysis depends on the quality of underlying data: for example, in an LCA the calculation of embodied energy is burdensome and complex (Langston and Langston, 2008), requiring time and a considerable amount of data that is not always readily available.

Typically, data sets that heavily influence results should take into account the ‘representativeness’ of ‘time’, ‘geographical area’ and ‘technology’ factors. Concerning ‘time’, data must be representative of the current year, or, alternatively, it is necessary to check whether there have been any substantial changes that have altered any values and thus may influence the results; concerning ‘geographic area’, data must be representative of the study location; and finally, the employed technology and technical aspects must be representative of the analysed process. Other common issues observed in the relevant scientific literature are the omission of objectives, i.e., explicitly stating what is being measured, and the failure to declare the study perimeter (boundary); translating the numbers of inputs and outputs collected with the inventory into potential impacts / benefits is the other challenging step in an evaluation.

To overcome these critical issues for LCA, the European Commission has promoted the Environmental Product Footprint – EPF method (European Commission, 2021c) by stressing that, to conduct a product study, two mandatory requirements must be met: 1) the bill of materials must be specific to the product being studied; and 2)

the modelling of manufacturing processes must be based on data specific to the company and the product. It is also worth noting that the same document expands the concept of impact: although it does not cover any category referred to as ‘biodiversity’, the EPF method nevertheless includes at least eight categories of impact that affect biodiversity (climate change, freshwater eutrophication, marine water eutrophication, terrestrial eutrophication, acidification, water use, land use, freshwater ecotoxicity). Regarding the relevance of biodiversity to many product groups, the document suggests that the EPF study should report whether biodiversity is relevant to the product studied and, if so, should identify biodiversity indicators among the additional environmental information.

To limit the uncertainty associated with the quality of data needed for analysis, in 2014, the European Commission defined a standard for building an LCA database, the Life Cycle Data Network⁵ aimed at providing an open infrastructure for publishing datasets (LCI and LCIA) from different sources (industry national LCA projects, research groups, and consultants), quality-assured in terms of methodology, documentation, and nomenclature. As of April 2018, the Commission also set up a new registry to host and share datasets in line with the Product and Organization Environmental Footprint framework. One of the most well-known and widely used databases is the Inventory of Carbon and Energy (ICE) established by Hammond and Jones (2008) of the University of Bath, which uses an input / output measurement method and a ‘cradle-to-gate’ system limitation.

ENEA is also developing a similar project, Arcadia⁶: The Italian National Agency for New Technologies, Energy and Sustainable Economic Development plans to develop an Italian open-access database for 15 supply chains with characterisation factors calculated on Italian realities by the end of 2023 with the aim of: a) facilitating the

dissemination of LCA methodology at a national level and promoting impact mitigation initiatives aimed at Public Administration, businesses, NGOs, Universities and Research Institutions; b) promoting and developing sustainable development and circular economy initiatives based on life cycle approach involving local stakeholders; c) supporting the development and regulation of public policies; d) promoting the acquisition of environmental labels such as the aforementioned EPF, Made Green in Italy and Environmental Product Declaration (EPD), which can be used in ‘green procurement’ by various public operators and private entities. Specifically, project Life MAGIS – MAde Green in Italy Scheme⁷, coordinated by ENEA and recently completed, promoted a procedure (development and testing of Product Category Rules, definition of procedures for verification and communication of environmental information) that aims to enhance Italian products with the strongest environmental performance to ensure they are well-known and recognisable. Partners and stakeholders involved in the project tested the application of Made Green in Italy and the EPF in eight Italian product categories (for the building sector, only wooden windows and doors) and collaborated to define guidelines for the calculation of environmental impacts, communicate product sustainability transparently to companies and citizens, and transfer their approach and experience to other supply chains and countries.

EPD is one of the most recommended tools used to report on the life cycle environmental impacts of building materials (Kuittinen and Linkosalmi, 2015). The reference regulation is EN 15804: 2012, as amended in 2021, which provides the Framework Rules for Product Categories⁸ for the development of Type III environmental declarations for each product and service in the construction sector. The EPD certification is issued by an independent body and aims to enable companies to communicate environmental data of manufactured products but also to facilitate comparison of

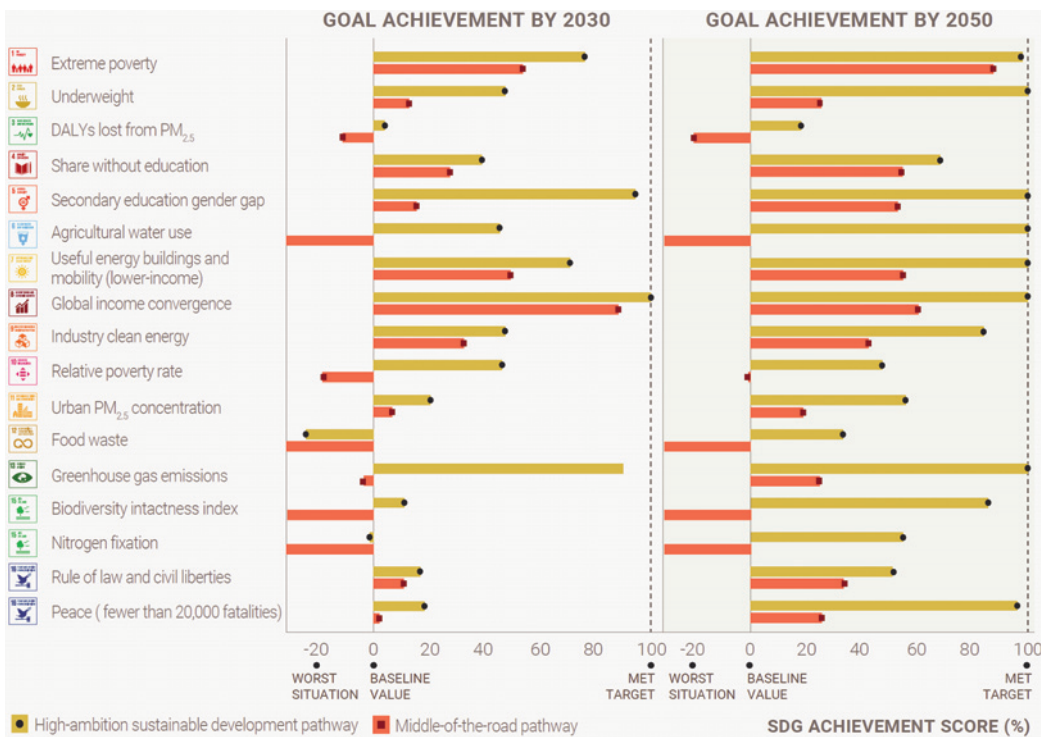


Fig. 11 | Projected global achievements to 2030 (left) and 2050 (right) for select sustainable development goals indicators. A value of zero represents the baseline value of the indicator in 2015, while 100% means the target is fully met; negative values represent a worsening of the situation. The main scenarios, middle-of-the-road (SSP2-NDC) and ambitious (SDP-1.5C), are shown as bars (source: Soergel et alii, 2021; IGS, 2023).

the environmental characteristics of products that meet equivalent functional requirements and consider the same system boundaries. Among the various independent EPD processing organisations, it is certainly worth mentioning the International EPD® System and the IBU-EPD, with the latter having a database solely of building materials (Sposito and Scalisi, 2019). If EPDs were used as early as the design phase, in addition to performance, technical and aesthetic characteristics, it would be possible to support the decision-making phase with environmental parameters such as Embodied Energy and Embodied Carbon, environmental impacts and possible impacts on human health, for example, through Health Product Declarations.

ERA-focused handbooks, guidance documents and databases have been produced to draw information for conducting the assessment, although to date they mainly refer to specific national regulations. Some of the most widely used include the Joint Research Centre's ExpoFacts⁹ database, sponsored by the European Commission, which contains data and information on both environment and public health for assessing risk from exposure to chemicals and on the population of all EU member states and of the Old Continent (31 countries in total) with numerous links and references – collected in an online database from more than 120 sources (databases, information systems of national institutes and international organisations, scientific articles, reports and surveys) – and the guidelines and tools (templates and databases) made available by EPA.¹⁰

The study conducted by Reina et alii (2014), as commissioned by the Joint Research Centre, selected eight worldwide exposure factor systems including, in addition to the two mentioned above, those of Canada, Australia, China, Japan, Korea

and Germany, is an important step toward harmonisation, interoperability and integration of the different ERA systems, analysing their commonalities and differences and identifying twenty criteria grouped into five categories (project management, design and architecture, data content, data quality and types of data values and usage).

Regarding ESA, it is worth noting that the variety of benefits that individual nature-based interventions can provide and the recognition of their importance have encouraged the production of numerous documents and tools for assessing ecosystem services. The choice of the instrument is linked to the purpose of the evaluation, to the required results (qualitative or quantitative, relative to a context, economic or not) and to operational issues such as skills, time, budget and data availability; each instrument, therefore, presents different strengths, limits and outputs. Within the wide range of instruments supporting ESA, the most widespread are Artificial Intelligence for Environment & Sustainability – ARIES¹¹, Co\$ting Nature¹², Ecosystem Services Toolkit – EST¹³, Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs – InVEST¹⁴, Land Utilisation and Capability Indicator – LUCI¹⁵, Multiscale Integrated Model of Ecosystem Services – MIMES¹⁶, Natural Capital Model¹⁷, NEAT Tree Short Tool Reviews¹⁸, Protected Area Benefits Assessment Tool – PA-BAT¹⁹, Social Values for Ecosystem Services – SoVES²⁰; Tool Assessor promoted by the Ecosystem Knowledge Network²¹, Toolkit for Ecosystem Service Site-Based Assessment – TESSA²², Urban Nature Navigator²³, ValUES Project Methods Database²⁴ and WaterWorld.²⁵

Some specific features of the available tools are illustrated by way of example: ARIES, MIMES, InVEST, Co\$tingNature, WaterWorld, and SoVES are digital modelling tools, with the first two capa-

ble of predicting scenarios and contextual and economic assessments of ecosystem services; InVEST is a suite with defined parameters for mapping and quantifying biophysical or economic ecosystem services under different scenarios, for which the user simply needs to find the input data; Co\$tingNature and WaterWorld provide the model parameters and all required input data so that the user only needs to specify an area of interest and choose from pre-selected scenarios or design their own; SoVES is an ArcGIS-dependent application that allows the user to identify, assess, and map the perceived social values that people attribute to Cultural Heritage and for the use of which the user is required to conduct stakeholder surveys and prepare models for context outputs.

Three tools (EST, TESSA, and PA-BAT) provide users with step-by-step guidance in the assessment of ecosystem services, supplying scoping exercises, worksheets to acquire information / directions for primary data collection (TESSA, EST), and a workshop with stakeholders (PA-BAT, TESSA). Four tools (EST, PA-BAT, SoVES, and TESSA) are designed to collect information on social and cultural ecosystem services through surveys or stakeholder workshops; ARIES, InVEST, MIMES, SoVES, Co\$ting Nature, and WaterWorld provide results for specific contexts; the first four, in addition to EST and TESSA, can also estimate economic values of ecosystem services; InVEST is the only tool that includes models developed for multiple marine and coastal ecosystem services, however, compared to the inventory, the most comprehensive appears to be ValUES with its 65 solutions that can be filtered by purpose, method and ecosystem service.

LCA, ERA and ESA: differences and similarities | The three assessments of life cycle, environmental risk and ecosystem services present several similarities and differences concerning survey methodology, inventory data, spatial and temporal resolution, cause-effect pathway, type of quantitative and/or qualitative approach and possibility of results aggregation (Fig. 6).

As previously reported, LCA is a quantitative methodology capable of returning the multiple effects caused by different stressors on a global scale and is highly efficient when considering human activity and technologies employed throughout the life cycle of a product or process. However, though it examines multiple impact factors, LCA does not investigate economic and ethical-social aspects and can only quantify potential and not actual impacts since CFs overlook temporal and spatial variability of stressors, also in ecosystem functioning, the implications of variation in species vulnerability, and differences in effects in near and far contexts relative to different assessment boundaries. These limits introduce the 'uncertainty' factor into the inventory, as also emphasised by ISO 14040:2006 and 14044:2006.²⁶

In contrast, ERA assesses the exposure of ecological systems to specific stressors in a specific environmental scenario in relation to the chosen spatial and temporal resolutions, mainly taking into consideration the realistic worst possible case according to the precautionary principle. As a receptor-based methodology aimed at local impacts, ERA is limited in assessing global impacts and cumulative impacts due to multiple stressors

since, for the latter, it relies mainly on semi-quantitative methods to link the stressor with the human or ecological receptor. ESA relies on qualitative and quantitative methods to return the changes of both an ecosystem in space and time and the supply and demand for ecosystem services that depend on local, regional and national social, cultural and economic systems.

In ERA, impacts caused by multiple stressors on one or more receptors can be determined using aggregate or cumulative exposure assessments (EPA, 2003), making it possible to appreciate the relative contribution of stressors, exposure pathways, and sources in the overall impact, to develop the best risk management strategies; however, these assessments are quite complex (Stelzenmüller et alii, 2018) and the cumulative effect of multiple stressors cannot always be presumed to be merely additive (Holsman et alii, 2017).

Aggregation of results, which is useful for comparing alternative strategies / solutions and facilitating communication of results, is also a critical factor for ESA and LCA. In ESA, aggregation through economic parameters is criticised by the scientific world for ethical reasons (Sullivan and Hannis, 2017), while aggregation of services into a single value is difficult because of the variability of the benefits of individual services at different scales (Small, Munda and Durance, 2017). In LCA, the critical issue lies in the fact that the results are the product of a weighting phase in which weights are assigned to the various impact categories, according to their relative importance and thus to the priorities of the assessment: as a consequence, the final result is a 'weighted' figure based on a subjective scale of values. In this respect, ISO regulations do not provide examples of weighting methods, while ISO 14044:2006 suggests that weighting should not be used in studies intended for public disclosure and for comparative purposes.

For better understanding, transparency, reproducibility, robustness and reliability of the results, especially in the interpretation stage, it is necessary to conduct an 'uncertainty assessment of the results' themselves. According to EPA (2011), uncertainties relate to the data, scenario, and model; specifically, they may originate in the data employed in the inventory analysis to represent the elementary flows in the system's processes, in the characterisation factor that is used in the assessment of impacts for the transformation of the inventory into an environmental impact score, in the assumptions that are made during the system's construction (e.g., the representativeness of the processes that are used in the model), and/or in the choices of allocation criteria and assessment method. ISO 14044:2006 addresses this critical issue by highlighting the need to conduct a 'sensitivity analysis' to identify the most important sources of uncertainty and to check how data, scenario, and model affect the final result; although ISO does not recommend a specific methodology and much research has been conducted on the topic over the past decades, even today most studies neglect the uncertainty analysis and sensitivity study while others only examine uncertainty only in the inventory data (Lloyd and Ries, 2007; Groen et alii, 2017; Igos et alii, 2019). As a methodology geared toward identifying benefits, the ESA cause-effect

chain correlates the transformation of ecosystem components with changes in the supply of and demand for ecosystem services and generated benefits, which LCA and ERA cannot independently assess, as they are primarily impact-oriented methodologies. Conversely, because ESA is an ecosystem-based approach whose changes are not necessarily the result of human activity, this methodology alone cannot quantify anthropogenic impacts on ecosystem services and their benefits to human well-being at different scales without relying on impact assessment methodologies such as LCA and ERA. In general, while LCA and ERA cause-effect pathways focus primarily on assessing the negative effects of anthropogenic activities on ecosystems – although LCA has seen studies for the inclusion of the 'handprint concept' to account for the potential positive impacts of humans on the environment (Alvarenga et alii, 2020) – ESA is more benefit-oriented. Furthermore, concerning the nature of cause-effect pathways, it is worth noting that ERA and ESA pathways have been criticised because they assume a linear nature, while causality in social-ecological systems is dynamic (Preiser et alii, 2018).

LCA and ERA also differ in the concept of 'endpoints': for the former, endpoints are a group of indicators that express the damage-level impact of a product / service (end of the cause-effect chain), while for the latter they are receptors to be protected; finally, a common element between LCA ERA and ESA is the iterative nature of the methodology employed.

The integration of LCA, ERA and ESA: state of the art

Each of the three presented methodologies, with its strengths and weaknesses, thereby allows for the assessment of the negative impacts of anthropogenic action and/or the benefits of ecosystem services for humans at a different spatial and temporal resolution. However, as of today, there is no single methodology that can comprehensively assess the overall ecological footprint, especially concerning the multifunctional use of terrestrial and aquatic ecosystems, although studies have already been conducted to evaluate the integration of LCA, ERA and ESA methodologies with the aim of overcoming individual critical issues and boosting specific strengths (De Luca Peña et alii, 2022).

The Scopus database was used to analyse the state of the art regarding the integration of the three methodologies, employing keywords, selection criteria and reporting period as indicated in 'Methodology and limitations of the study'. The selection resulted in the identification of a total of 62 studies, of which 15 related to the integration of LCA and ERA (Tab. 2), 23 of LCA and ESA (Tab. 3) and 24 of ERA and ESA (Tab. 4); it was not possible to identify a single case study that integrated all three methodologies.

The analysis of the aforementioned studies shows that the integration of LCA and ERA has mainly been developed by aggregating the latter into the former through the formulation of new spatially differentiated CFs, new impact pathways or by modifying LCA impact categories. Some studies conducted the two assessments independently, while others then combined the results on a qualitative and/or quantitative level; some studies employed multi-criteria analysis to quan-

titatively combine LCA and ERA results performed individually on the same case study, while still others normalised LCA results and compared them with ERA results; only the study by Ayoub et alii (2015) used LCA results to identify processes with high environmental impact in a product's life cycle and then to conduct an environmental risk assessment based on those specific processes.

Some of the most frequently found challenges, sometimes noted by the authors themselves, include: a) the lack of certain input data; b) the difficulty in integrating the two methodologies due to their differences in model structure, approaches, scopes and different spatial and temporal resolutions; c) the selection of appropriate exposure pathways to reduce bias in the assessment especially when assessing multiple stressors simultaneously; and d) the failure to consider the entire life cycle in the assessment. Finally, Muazu, Rothman and Maltby (2021) identified other critical issues, including the risk of double counting, possible inconsistencies in parameter selection and modelling, and the lack of standardised guidelines and procedures to integrate the two survey methodologies.

Integration between LCA and ESA has also been predominantly developed by aggregating the latter with the former, often considering ecosystem services as an additional impact pathway to traditional LCA pathways and providing spatially differentiated midpoint and endpoint CFs, as suggested by the UN Environment Programme and Society of Environmental Toxicology and Chemistry guidelines. While on a conceptual level, several contributions reviewed by Koellner et alii (2013) have suggested rethinking the LCA's AoPs to include ecosystem services, some of the analysed case studies extended LCA boundaries with supply and demand of ecosystem services, others proposed the integration of the cascade model into LCA, and still others employed LCI flows by integrating inputs from bioeconomic models of ecosystem services or used LCA results to quantify the value of an ecosystem service.

This integration between the two assessment methodologies also presents several critical issues, primarily the difficulty of harmonising different spatial and temporal resolutions of ecosystem services in LCA. Other limitations can be identified in the inability to integrate some elements of the ESA into available LCA software, the accounting of ecosystem services at different scales, the risk of overlapping and double counting when ecosystem services are assessed as impact categories, data availability, and the lack of guidelines and normed procedure for integrating the two survey methodologies.

Among studies involving ERAs and ESAs, prevalent are those in which ERA endpoints have been integrated with ecosystem services whose potential, strengths and criticalities are reported: through EPF methodology, a biophysical structure or service-providing units were linked with the supply of ecosystem services which, in several cases, were used to define ERA boundaries and scenarios. Some studies utilised the InVEST tool with semi-quantitative approaches to obtain scores on the risk and supply of ecosystem services through the Habitat Risk Assessment (HRA) module; in some cases, risk scores obtained through HRA were aggregated with ecosystem service

supply scores to calculate the vulnerability index of a specific ecosystem. Other studies combined different approaches to calculate cumulative risk on ecosystems and thus risk on related service provision, while still others identified economic values of ecosystem services to parameterise risk scores or, in contrast, determined the value, economic and otherwise, of ecosystem services through risk scores.

The main limitations noted in this group of studies are similar to those that emerged in the integration between LCA and ESA, and among them is the difficulty in identifying the interconnections, dynamics and relationships among ecosystem services and in linking multiple stressors to a single ecosystem service. Other critical issues include: a) the selection of ERA endpoints that are not representative of a particular ecosystem service; b) the monetisation of ecosystem services; c) the failure to assign different weights to different ecosystem services; d) the variability of temporal and spatial resolutions when trying to account for the effect of stressors on the ecosystem service provision unit; e) the use of a weighted method for the relevance of risks or systemic services; f) the

presence of conflicts of interest among stakeholders in determining the most relevant ecosystem services; g) the availability of data; and h) the lack of guidelines and regulated procedure for integrating the two survey methodologies.

In general, the different contributions analysed show a variety of approaches that De Luca Peña et alii (2022) classified in relation to the points in the cause-effect chain at which integration occurs: the first type of integration occurs at the 'post-analysis' stage, therefore the two methodologies are conducted independently of each other and the results of both are the subject of a 'combined qualitative interpretation'; the second type occurs through the 'combination of results', developing the two methodologies independently of each other and combining / aggregating the results in a further quantitative or qualitative stage at the end of the cause-effect chain; the third type involves the integration of results through the 'complementation of a driving method', and in this case, a first methodology guides the evaluation and incorporates some relationships from the cause-effect chain of the second into its own, either at selected points or along the entire chain.

For the purpose of a future study aimed at integrating the three assessment methods, a point to be made is that each of the approaches combining assessments was not exempt from difficulties: though such approaches make it possible to capture global and local effects without the need for statistical correlation of results, all three bear the risk of double-counting of impacts, and sometimes 'post-analysis' and 'combining results' lead to different results that can be difficult to understand or even mislead decision makers; furthermore, both the 'combination of results' and the integration of results through the 'complementation of a driving method' require rather long analysis times, and while the latter generates a real integration of analysis methodologies, it also requires a lot of data, the absence of which affects the uncertainty of the results.

Reflections for a holistic and systemic integration of decision-making tools | Despite their inherent criticalities, the three methodologies constitute valuable decision-making tools for project support, as they can guide the designer in solving problems that are too complex for humans and

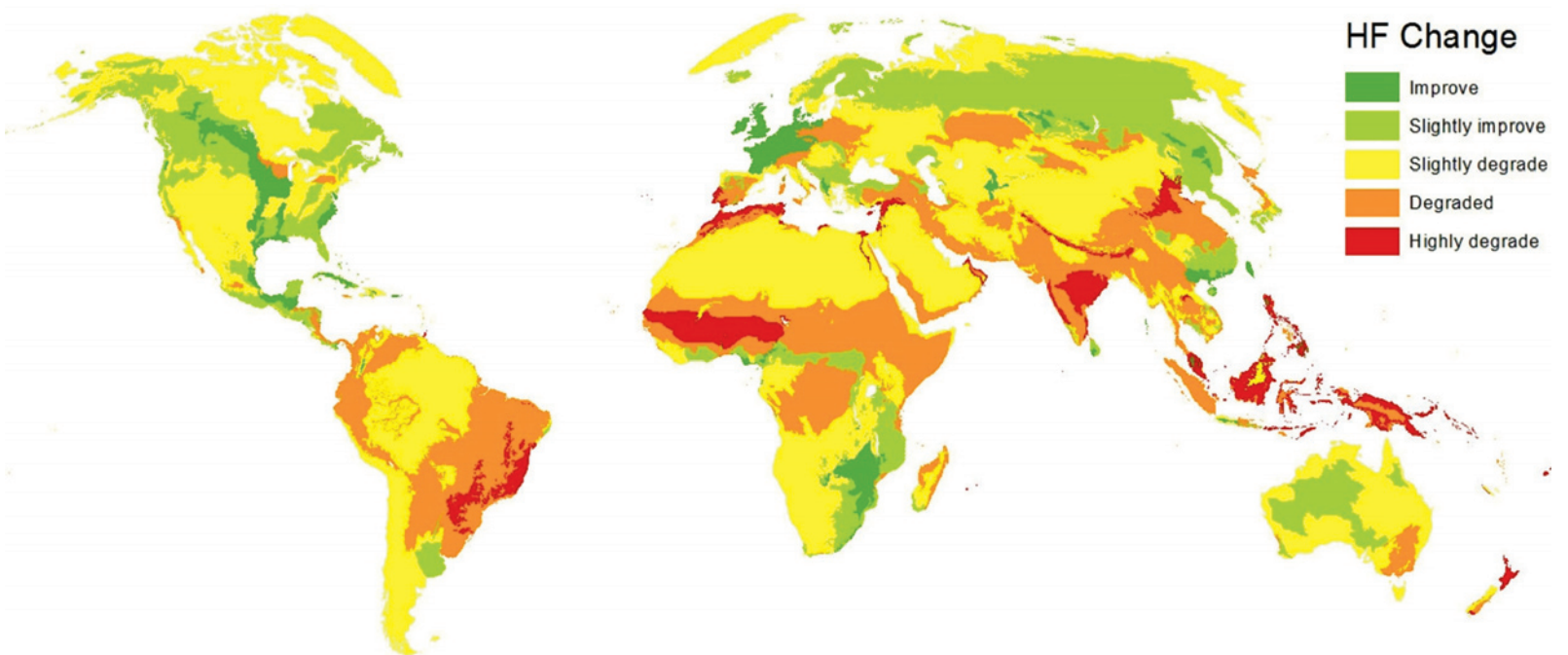


Fig. 12 | Human's impact on the environment increased or decreased from 1993 to 2009 (credit: O. Venter; source: nationalgeographic.com).

Fig. 13 | Possible scenarios as a result of climate change: aridification and rising sea levels (source: georgetown.edu).

too qualitative for traditional computer processing. However, LCA, ERA, and ESA cannot address the complexity of the ‘multi-hazard’ condition faced by planet Earth, both individually and in combination (Fig. 7, 8). This challenge can only be met with a holistic and systemic approach to design that is capable of providing both ecosystem benefits / services and solutions to address the various environmental risks and numerous ecosystem vulnerabilities, mutating an anthropocentric view into one ‘in symbiosis’ with nature.

Academics and philosophers have promoted various economic theories from the perspective of sustainable development and safeguarding future generations, from the Happiness Economics (Kahneman, 2007) to the Sharing Economy (Botsman and Rogers, 2010), from Qualitative Growth (Capra and Henderson, 2013) and Serene Degrowth (Latouche, 2015; Raworth, 2017), from the Blue Economy (Pauli, 2009) to the Circular Economy (Ellen MacArthur Foundation, 2010), but also design approaches focused on Biomimicry (Benyus, 1997) and Cradle to Cradle and upcycle (McDonough and Braungart, 2002, 2013), the ‘8 Rs’ (Revalue, Reconceptualize, Restructure, Re-

distribute, Relocate, Reduce, Reuse, Recycle) and the six ReSOLVE action areas (REgenerate, Share, Optimise, Loop, Virtualise, Exchange; Ellen MacArthur Foundation 2015), on the Open Building Habraken (1972) and Shearing Layers of Change Brand (1994), on Design for Disassembly and Reversible Building Design (Durmisevic, 2006, 2018), on mitigative and adaptive resilience of the built environment (Tucci and Sposito, 2020) just to name a few.

One must wonder, then, why the desired digital, energy and ecological transitions are still so far from implementation, especially considering the presence of goals shared by the United Nations, individual countries and various International Organizations, as well as Strategic Programs with exceptional financial provisions and advanced digital tools.

If a first cause is identifiable in the period of uncertainty we are experiencing related to the multiple and interconnected crises that have characterised the last fifteen years, a closer reflection and analysis of the published research on the issue of sustainability in the building sector reveals that the actions put in place have been mainly

aimed at addressing individual objectives and solving specific aspects regarding the circularity of materials rather than the disassemblability of components or even the containment of energy consumption or adaptive materials and elements or the use of nature-based solutions, etc. as if each of these aspects individually were capable of limiting and/or even zeroing the impacts of anthropogenic action in the biosphere and solving the current state of environmental emergency and/or polycrisis.

This ‘short-sighted’ view is also confirmed by the very recent Global Sustainable Development Report (IGS, 2023), which on the one hand reports how far we are from achieving the individual SDGs and their progress with projections to 2030 and 2050, based on data accessible as of May 2023, and on the other shows the limited interconnections between the 17 SDGs and the 136 pairs of Goals (Fig. 9-11), ultimately concluding that the early Millennium crises can become an opportunity to be overcome with broad and inclusive strategies that consider multiple interconnected goals and combine local action with international cooperation, offering room for action that

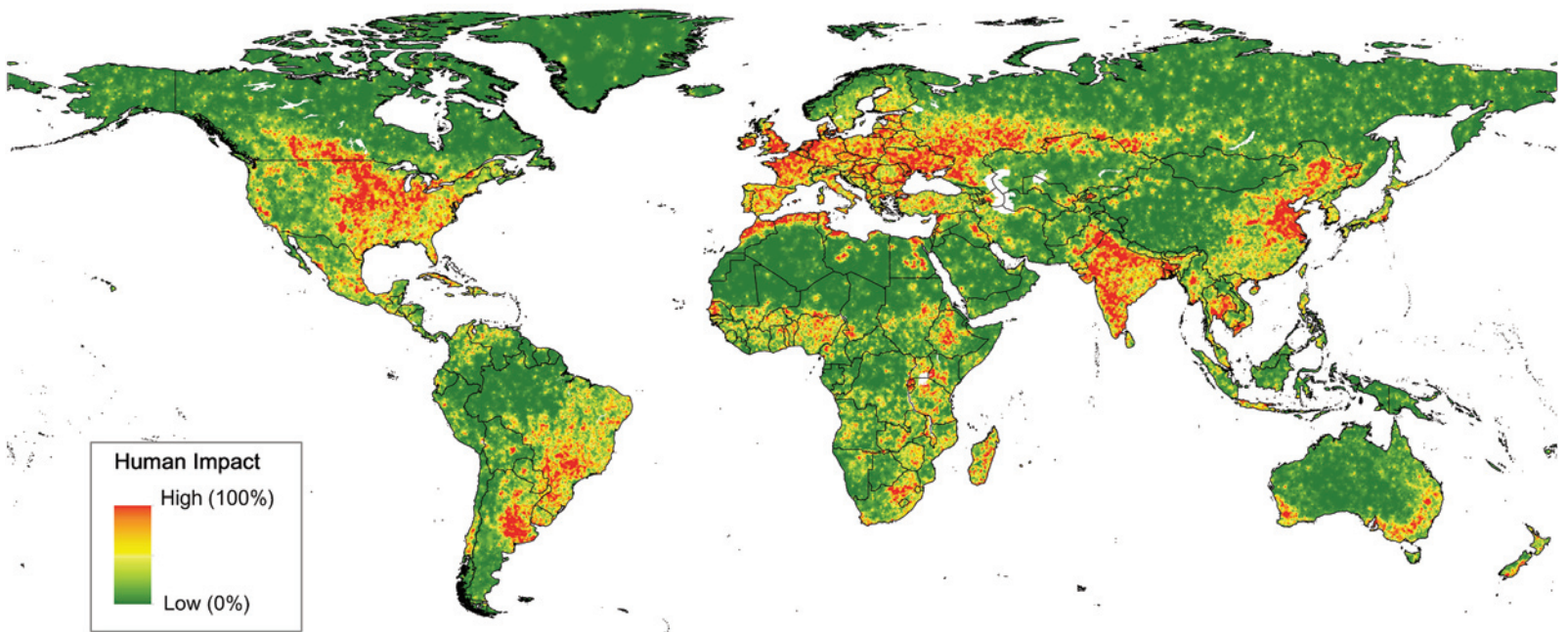


Fig. 14 | Human impact and wilderness characterisation, created using Geo-Wiki in 2012 (source: iiasa.ac.at).

Fig. 15 | Examples include populations at the highest risk of exposure to adverse climate-related health threats and adaptation measures that can help address disproportionate impacts (source: noaa.gov).



previously would have seemed overly ambitious or extreme; the same report culminates with a call for greater investment in research and development but also in scientific tools for predictive assessment, quality data, and economic and non-economic metrics capable of 'restoring' the value of human life and nature and monitoring progress in improving human well-being, environmental and biodiversity protection, as well as public service provision.

With this in mind, this paper, recalling Goal 17 – 'Strengthen the means of implementation and revitalise the global partnership for sustainable development' and building on the hope of the aforementioned Global Sustainable Development Report 2023, argues for the need to activate urgent research actions for the integration of LCA methods, ERA and ESA to provide the various stakeholders with a decision-making tool to assess, on a broad scale, not only how humans affect ecosystems and the services they provide, but also how natural systems affect humans, examining the full range of interactions between anthropogenic-productive systems and terrestrial and marine natural systems, since this is the only way to understand, measure and quantify impacts and benefits at multiple scales.

Current developments in this area of research are rather uncertain and simultaneously define current limitations, as research on the integration of LCA, ESA and ERA is sectoral and often based on intuition rather than science-based, instrumental, verifiable, comparable and replicable models. To overcome this challenge, it is desirable that the United Nations on a par with government agencies (UN Environment Programme and Society of Environmental Toxicology and Chemistry, World Health Organization, European Environment Agency, Environmental Protection Agency, Joint Research Centre, ENEA, etc.) and forward-looking International Organizations active in research for the preservation of our planet launch a call to create an international technical table comprising of the best experts of the three methodologies LCA,

ERA and ESA, to assess whether the prerequisites exist – without prejudice to the current independence of the individual methodologies – for their 'post-analysis' integration, through 'combination of results' or the 'complementation of a driving method', or whether it is necessary to consider a new methodology that, by integrating the objectives, aims and outputs of the three assessments, is able to return the complexity of the aforementioned multi-hazard condition for humans and the environment by overcoming the challenges and limitations exposed in this essay.

Specifically, the technical table of experts should be tasked with: 1) developing an assessment methodology; 2) defining metrics, statistical descriptors, criteria and shared protocols for data collection, processing and analysis; 3) identifying relevant characterization factors (environmental, social and economic) and exposure factors, as well as areas of protection; 4) assessing the methods of conducting 'sensitivity analyses' to identify the most important sources of uncertainty; 5) implementing an open-access computer database to facilitate indexing and retrieval of information on exposure factors globally, with the involvement of companies willing to provide data representative of specific production processes and technologies for their geographic areas; 6) developing a user-friendly and implementable IT tool for the assessment of impacts and benefits, with special reference also to economic and ethical-social aspects, capable of harnessing the potential of artificial intelligence to process and prefigure alternative scenarios; 7) providing guidance for the selection and use of data in relation to specific exposure scenarios and population of interest and for the use of the digital assessment tool; 8) promoting the new digital tool and assessing its possibility for mandatory regulation after a period of experimentation and verification through the use of scientific method.

If the New European Bauhaus has shown the way to radically reshape traditional 'sectoral' and 'single-objective' approaches to design, acting as

a bridge between science, technology and art and a vector to drive epochal changes, we now certainly need a sustainability assessment tool that, from a holistic and systemic perspective, is able on the one hand to resolve the complexity of individual analysis methodologies (LCA, ERA and ESA), and on the other hand has the potential to address the complexity of the climate-environmental condition in which we find ourselves, configuring action scenarios capable of counteracting the polycrisis, reducing multiple ecosystem vulnerabilities (Fig. 12-15), providing ecosystem services for human well-being, and safeguarding biodiversity, while simultaneously meeting as many of the Sustainable Development Goals as possible by 2030.

Acknowledgements

The contribution, resulting from a common reflection, is to be assigned in equal parts to both Authors.

Notes

1) Calculation methods include CML 2001, ReCiPe, TRACI, Eco-Indicator 99, EPS 2000, EDIP 2003, IMPACT 2002+, BEES, IPCC 2007 GWP, etc. The structure also follows the ISO 14042 standard for classification, characterisation, normalisation and weighting phases.

2) Other ISO standards in the 14040 series supplement the general guidelines (e.g., ISO 14046:2014 for water footprint); other environmental management standards are linked to ISO 14040-44, such as ISO 14006:2020 (eco-design), ISO 14025:2006 (environmental labelling), ISO 14064-1:2008 (carbon footprint of organisations), ISO 14067:2018 (carbon footprint of products), ISO 14072:2014 (organisational LCA).

3) Concerning climate change, the affected flows are translated into their climate-changing potential using CO₂ equivalent as the unit of measurement; for example, methane, which has 25 times the climate-changing power of CO₂, has

a characterisation factor of 25 kg of CO₂ equivalent while for particulate matter all relevant outputs are converted to PM_{2.5} equivalent.

4) Similar to ERA is the Environmental Impact Assessment (EIA), which assesses the potential environmental impacts of specific projects such as infrastructure, mining or industrial facilities on air, water, soil, biodiversity, cultural heritage and human health, as well as social and economic impacts such as employment, community development and economic growth. The EIA aims to ensure that human activity is compatible with the conditions for sustainable development and, thus, in accordance with the regenerative capacity of ecosystems and resources, the preservation of biodiversity, and the equitable distribution of benefits associated with economic activity. The EIA procedure is structured on the principle of preventive action, according to which the best environmental policy is to prevent negative effects related to project implementation rather than to combat the effects later. In Europe, the EIA was introduced by EU Directive 85/337/EEC, which, together with the Single European Act of 1986 and the Maastricht Treaty of 1992, concurrently forms the pillars of European environmental policy principles. The EIA was implemented in Italy with Law no. 349 of 8 July 1986 and subsequent modi-

fications. The procedure's structure saw various updates over the years: with the VIA Directive 2014/52/EU, implemented in Italy with Legislative Decree n. 104 of 16 May 2017, the rectified issues concern the simplification and harmonisation of EIA procedures with other environmental authorisations, the strengthening of the quality of the procedure, and the revision of the penalty system in case of non-compliance.

5) For more information, see the webpage: eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/index.xhtml [Accessed 16 October 2023].

6) For more information, see the webpage: arcadia.enea.it/il-progetto.html [Accessed 16 October 2023].

7) For more information, see the webpage: lifemagis.eu [Accessed 16 October 2023].

8) The Product Category Framework Rules define the indicators to be reported, the information to be provided, and the methods by which they are collected and reported; they describe which life cycle stages are considered in the EPD and which processes are to be included; they define the rules for developing assessment scenarios; they include rules for inventory calculation and impact validation in the life cycle analysis underlying the EPD, including specifications to be applied to product, process and service life cycle assessment; they define the conditions for which construc-

tion products can be compared based on the information in the EPD.

9) For more information, see the webpage: data.jrc.ec.europa.eu/dataset/jrc-10114-10001#publications [Accessed 16 October 2023].

10) For more information, see the webpage: 19january2017snapshot.epa.gov/risk/risk-tools-and-databases_.html [Accessed 16 October 2023].

11) For more information, see the webpage: aries.integratedmodelling.org [Accessed 16 October 2023].

12) For more information, see the webpage: policysupport.org/costingnature [Accessed 16 October 2023].

13) For more information, see: Value of Nature to Canadians Study Taskforce (2017).

14) For more information, see the webpage: naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest [Accessed 16 October 2023].

15) For more information, see the webpage: lucitools.org [Accessed 16 October 2023].

16) For more information, see the webpage: ipbes.net/policy-support/tools-instruments/multi-scale-integrated-models-ecosystem-services-mimes#:~:text=MIMES%20is%20an%20ecosystem%2Dbased,levels%20under%20different%20future%20scenarios [Accessed 16 October 2023].

17) For more information, see: Remme, de Nijs and Paulin (2018).

18) For more information, see the webpage: neat.ecosystemsknowledge.net/short-tool-reviews.html [Accessed 16 October 2023].

19) For more information, see: Dudley and Stolton (2009).

20) For more information, see the webpage: code.usgs.gov/solves/solves-4.0 [Accessed 16 October 2023].

21) For more information, see the webpage: ecosystemsknowledge.net/tool-search [Accessed 16 October 2023].

22) For more information, see the webpage: tessa.tools [Accessed 16 October 2023].

23) For more information, see the webpage: naturvation-navigator.com [Accessed 16 October 2023].

24) For more information, see the webpage: aboutvalues.net/about_values/ [Accessed 16 October 2023].

25) For more information, see the webpage: policysupport.org/waterworld [Accessed 16 October 2023].

26) According to ISO 14040:2006, «The lack of spatial and temporal dimensions in the LCI results introduces uncertainty in the LCIA results. The uncertainty varies with the spatial and temporal characteristics of each impact category». According to ISO 14044:2006, «Depending on the environmental mechanism and the goal and scope, spatial and temporal differentiation of the characterisation model [...] should be considered».

References

Alvarenga, R. A. F., Huysveld, S., Taelman, S. E., Sfez, S., Pr at, N., Cooreman-Algoed, M., Sanjuan-Delm as, D. and Dewulf, J. (2020), “A framework for using the handprint concept in attributional life cycle (sustainability) assessment”, in *Journal of Cleaner Production*, vol. 265, article 121743, pp. 1-9. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121743 [Accessed 16 October 2023].

Andaloro, B., de Waal, M. and Suurenbroek, F. (2022), “Lo spazio pubblico adattivo – Esplorare la transizione digitale per il benessere sociale e ambientale | Adaptive public spaces – Exploring digital transition for social and environmental benefit”, in *Agathón | International Journal of Architecture, Art and Design*, vol. 12, pp. 68-75. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/1262022 [Accessed 16 October 2023].

Anderson, C. C., Denich, M., Warchold, A., Kropp, J. P. and Pradhan, P. (2022), “A systems model of SDG target influence of the Goals on the 2030 Agenda for Sustainable Development”, in *Sustainability Sciences*, vol. 17, pp. 1459-1472. [Online] Available at: doi.org/10.1007/s11625-021-01040-8 [Accessed 16 October 2023].

Apreda, C., D’Ambrosio, V. and Di Martino, F. (2019), “A climate vulnerability and impact assessment model for complex urban systems”, in *Environmental Science & Pol-*

icy, vol. 93, pp. 11-26. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.envsci.2018.12.016 [Accessed 16 October 2023].

Arskey, H. and O’Malley, L. (2005), “Scoping studies – Towards a methodological framework”, in *International Journal of Social Research Methodology*, vol. 8, issue 1, pp. 19-32. [Online] Available at: doi.org/10.1080/1364557032000119616 [Accessed 16 October 2023].

ASviS – Alleanza Italiana per lo Sviluppo Sostenibile (2020), *Politiche per fronteggiare la crisi da Covid-19 e realizzare l’Agenda 2030 per lo sviluppo sostenibile*. [Online] Available at: asvis.it/public/asvis2/files/Pubblicazioni/RapportoASviSCovidAgenda2030.pdf [Accessed 16 October 2023].

Aven, T. (2016), “Risk assessment and risk management – Review of recent advances on their foundation”, in *European Journal of Operational Research*, vol. 253, issue 1, pp. 1-13. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.ejor.2015.12.023 [Accessed 16 October 2023].

Ayoub, N., Musharavati, F., Pokharel, S. and Gabbar, H. A. (2015), “Risk based life cycle assessment conceptual framework for energy supply systems in large buildings”, in *Journal of Cleaner Production*, vol. 107, pp. 291-309. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.04.075 [Accessed 16 October 2023].

Baiani, S. and Altamura, P. (2019), “Il Processo del Progetto per la Resource Productivity – Un caso studio | The Design Process towards Resource Productivity – A case study”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 5, pp. 83-92. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/592019 [Accessed 16 October 2023].

Baral, H., Guariguata, M. R. and Keenan, R. J. (2016), “A proposed framework for assessing ecosystem goods and services from planted forests”, in *Ecosystem Services*, vol. 22, part B, pp. 260-268. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.002 [Accessed 16 October 2023].

Baratta, A. F. L., Andreotti, J., Trulli, L. and Calcagnini, L. (2023), “L’innovazione di prodotto per la transizione ecologica – Il riciclo del laterizio e del vetro | Product innovation for the ecological transition – Brick and glass recycling”, in *Agathón | International Journal of Architecture, Art and Design*, vol. 13, pp. 227-236. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/13192023 [Accessed 16 October 2023].

Bason, C., Conway, R., Hill, D. and Mazzucato, M. (2020), *A New Bauhaus for a Green Deal*, November. [Online] Available at: ucl.ac.uk/bartlett/public-purpose/sites/public-purpose/files/new_bauhaus_cb_rc_dh_mm_0.pdf [Accessed 16 October 2023].

Basso, S., Bisiani, T., Martorana, P. and Venudo, A. (2023), “Vertical farm – Dalle forme dell’agricoltura nuove architetture e città | Vertical farm – New architectures and cities from the forms of agriculture”, in *Agathón | International Journal of Architecture, Art and Design*, vol. 13, pp. 141-152. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/13122023 [Accessed 16 October 2023].

Beever, E. A., O’Leary, J., Mengelt, C., West, J. M., Julius, S., Green, N., Magness, D., Petes, L., Stein, B., Nicotra, A. B., Hellmann, J. J., Robertson, A. L., Staudinger, M. D., Rosenberg, A. A., Babij, E., Brennan, J., Schuurman, G. W. and Hofmann, G. E. (2016), “Improving conservation outcomes with a new paradigm for understanding species’ fundamental and realized adaptive capacity”, in *Conservation Letters*, vol. 9, pp. 131-137. [Online] Available at: doi.org/10.1111/conl.12190 [Accessed 16 October 2023].

Benyus, J. M. (1997), *Biomimicry – Innovation Inspired by Nature*, HarperCollins, New York.

Beyers, B. and Wackernagel, M. (2019), *Ecological Footprint, managing our biocapacity budget – Global Footprint Network*, New Society Publishers, Gabriola Island (Canada).

Bjorn, M. O., Molin, C. and Laurent, A. (2017), “Main characteristics of LCA”, in Hauschild, M. Z., Rosenbaum, R. K. and Olsen, S. I. (eds), *Life Cycle Assessment | Theory and Practice*, Springer, Cham, pp. 9-16. [Online] Available at: doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3 [Accessed 16 October 2023].

Bologna, R. and Hasanaj, G. (2023), “Modelli evoluti per la costruzione di un catalogo NbS per la resilienza e la biodiversità | Advanced models for the construction of an NbS catalogue for resilience and biodiversity”, in *Agathón | International Journal of Architecture, Art and Design*, vol. 13, pp. 179-190. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/13152023 [Accessed 16 October 2023].

Botsman, R. and Rogers, R. (2010), *What’s mine is yours*, Harper Business, London.

Brand, S. (1994), *How Buildings Learn – What Happens After They’re Built*, Viking, New York.

Broström, T., Donarelli, A. and Berg, F. (2017), “Per classificare il patrimonio storico e determinare il risparmio energetico | For the categorisation of historic buildings to determine energy saving”, in *Agathón | International Journal of Architecture, Art and Design*, vol. 1, pp. 135-142. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/1212017 [Accessed 16 October 2023].

Buckwell, A., Fleming, C., Smart, J., Mackey, B., Ware, D., Hallgren, W., Sahin, O. and Nalau, J. (2018), “Valuing aggregated ecosystem services at a national and regional scale for Vanuatu using a remotely operable, rapid assessment methodology”, in *AARES Conference – 2018 Conference (62nd), February 7-9, 2018, Adelaide (Australia)*, pp. 1-22. [Online] Available at: doi.org/10.22004/ag.econ.273524 [Accessed 16 October 2023].

Burkhard, B., Santos-Martin, F., Nedkov, S. and Maes, J. (2018), “An operational framework for integrated Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES)”, in *One Ecosystem*, vol. 3, e22831, pp. 1-13. [Online] Available at: doi.org/10.3897/oneeco.3.e22831 [Accessed 16 October 2023].

Butera, F. M. (2023), *Affrontare la Complessità – Per governare la transizione ecologica*, Edizioni Ambiente, Milano.

B scher, L., Polster, R. and Klussmann, H. (2022), “Botanical concrete – Sperimentazione su substrati di calcestruzzo per l’inverdimento verticale | Botanical concrete – Experimentation on concrete substrates for vertical greening”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 11, pp. 266-273. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/11242022 [Accessed 16 October 2023].

Campioli, A., Dalla Valle, A., Ganassali, S. and Giorgi, S. (2018), “Progettare il ciclo di vita della materia – Nuove tendenze in prospettiva ambientale | Designing the life cycle of materials – New trends in environmental perspective”, in *Techne | Journal of Technology for Architecture and Environment*, vol. 16, pp. 86-95. [Online] Available at: doi.org/10.13128/Techne-23016 [Accessed 16 October 2023].

Capra, F. and Henderson, H. (2013), *Crescita qualitativa – Per un’economia ecologicamente sostenibile e socialmente equa*, Aboca Edizioni, Arezzo.

Carpenter, S. R., Bennett, E. M. and Peterson, G. D. (2006), “Scenarios for ecosystem services – An overview”, in *Ecology & Society*, vol. 11, issue 1, article 29. [Online] Available at: ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art29/ [Accessed 16 October 2023].

Carson, R. (1962), *Silent Spring*, Houghton Mifflin Harcourt, Boston.

Chaves Coelho Leite, B., Gobatti, L. and Gamba Huttenlocher, I. (2022), “Tetti verdi subtropicali a bassa manutenzione – Verde spontaneo e profondit a del substrato | Low-maintenance subtropical green roofs – Spontaneous vegetation and substrate depth”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 11, pp. 258-265. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/11232022 [Accessed 16 October 2023].

Circle Economy (2021), *The Circularity Gap Report 2021*. [Online] Available at: circle-economy.com/resources/circularity-gap-report-2021 [Accessed 16 October 2023].

Clemente, C., Palme, M., Mangiardi, A., La Rosa, D. and Privitera, R. (2022), “Il verde urbano nella riduzione dei carichi di raffrescamento – Simulazioni nel clima Mediterraneo | Urban green areas in the reduction of cooling loads – Simulations in the Mediterranean climate”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol.

11, pp. 182-191. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/11162022 [Accessed 16 October 2023].

Cocci Grifoni, R., Brownlee, T. D., Marchesani, G. E. and Ottone, M. F. (2022), “La micro-forestazione urbana per l’adattamento climatico nei porti minori del medio Adriatico | Urban micro-forestry for climate adaptation in the smaller ports of the mid-Adriatic sea”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 11, pp. 172-181. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/11152022 [Accessed 16 October 2023].

Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S. and Grasso, M. (2017), “Twenty years of ecosystem services – How far have we come and how far do we still need to go?”, in *Ecosystem Services*, vol. 28, pp. 1-16. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008 [Accessed 16 October 2023].

Crippa, D., Cason Villa, M., Di Prete, B., Ratti, L., Rebaglio, A., Zanini, M. and Zanotto, F. (2022), “Verso un progetto circolare, tra architettura e allestimento – Piattaforme digitali per il riuso | Towards a circular project, between architecture and exhibition design – Digital platforms for reuse practices”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 12, pp. 234-245. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/12212022 [Accessed 16 October 2023].

Crowther, T. W., Boddy, L. and Jones, T. H. (2011), “Outcomes of fungal interactions are determined by soil invertebrate grazers”, in *Ecology Letters*, vol. 14, pp. 1134-1142. [Online] Available at: doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01682.x [Accessed 16 October 2023].

Crutzen, P. J. and Stoermer, E. F. (2000), “The Anthropocene”, in *IGBP Newsletter*, n. 41, pp. 17-18. [Online] Available at: igbp.net/download/18.316f18321323470177580001401/1376383088452/NL41.pdf [Accessed 16 October 2023].

D’Ambrosio, V., Di Martino, F. and Rigillo, M. (2022), “Tecnologie geocomputazionali digitali per il metaprogetto di infrastrutture verdi urbane | Digital geocomputational technologies for the metaproject of urban green infrastructures”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 11, pp. 162-171. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/11142022 [Accessed 16 October 2023].

de Groot, R., Moolenaar, S., van Weelden, M., Konovska, I. and de Vente, J. (2018), *The ESP guidelines in a nutshell (to analyse and capture the benefits of landscape restoration, nature conservation, and sustainable land management)*. [Online] Available at: es-partnership.org/wp-content/uploads/2018/10/The-ESP-Guidelines-in-a-Nutshell-Sept-2018.pdf [Accessed 16 October 2023].

De Joanna, P., Bronzino, E. and Lusi, V. (2022), “Resilienza e circolarità nel progetto edilizio sostenibile – Strumenti di valutazione integrata preliminare | Resilience and circularity in sustainable building design – Integrated tools for pre-intervention assessment”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 12, pp. 122-135. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/12112022 [Accessed 16 October 2023].

De Luca Peña, L. V., Taelman, S. E., Prétat, N., Boone, L., Van der Biest, K., Custodio, M., Hernandez Lucas, S., Everaert, G. and Dewulf, J. (2022), “Towards a comprehensive sustainability methodology to assess anthropogenic impacts on ecosystems – Review of the integration of Life Cycle Assessment, Environmental Risk Assessment and Ecosystem Services Assessment”, in *Science of The Total Environment*, vol. 808, article 152125, pp. 1-17. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152125 [Accessed 16 October 2023].

Desmaison, B., Buondonno, L., Viola, G. and Giachetta, A. (2019), “Abitare l’emergenza – Progetto per un insediamento adattivo a Belén, Iquitos | Living with emergency – Design for an adaptive settlement in Belén, Iquitos”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 6, pp. 138-147. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/6132019 [Accessed 16 October 2023].

Díaz, S., Settele, J., Brondizio, E., Ngo, H. T., Guèze, M., Agard Trinidad, J., Arneith, A., Balvanera, P., Brauman, K.,

Butchart, S., Chan, K., Garibaldi, L., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S. M., Midgley, G., Miloslavich, P., Molnar, Z., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razaque, J., Reyers, B., Chowdhury, R. R., Shin, Y.-J., Vlsseeren-Hamakers, I., Willis, K. and Zayas, C. (2019), *Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn.

Dodd, N., Cordella, M., Traverso, M. and Donatello, S. (2017), *Level(s) – A common EU framework of core sustainability indicators for office and residential buildings – Parts 1 and 2 – Introduction to Level(s) and how it works (Beta v1.0)*, EUR 28899 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, JRC109285. [Online] Available at: doi.org/10.2760/827838 [Accessed 16 October 2023].

Dudley N. and Stolton, S. (2009), *The Protected Areas Benefits Assessment Tool – A Methodology*. [Online] Available at: awsassets.panda.org/downloads/pa_bat_final_english.pdf [Accessed 16 October 2023].

Dunford, R., Harrison, P., Smith, A., Dick, J., Barton, D. N., Martin-Lopez, B., Kelemen, E., Jacobs, S., Saarikoski, H., Turkelboom, F., Verheyden, W., Hauck, J., Antunes, P., Aszalós, R., Badae, O., Baró, F., Berry, P., Carvalho, L., Conte, G., Blanco, G. G., Howard, D., Giuca, R., Gomez-Baggethun, E., Grizzetti, B., Izakovicova, Z., Kopperoinen, L., Langemeyer, J., Luque, S., Lapola, D. M., Martinez-Pastur, G., Mukhopadhyay, R., Roy, S. B., Niemelä, J., Norton, L., Ochieng, J., Odee, D., Palomo, I., Pinho, P., Priess, J., Rusch, G., Saarela, S.-R., Santos, R., van der Wal, J. T., Vadineanu, A., Vári, Á., Woods, H. and Yli-Pelkonen, V. (2018), “Integrating methods for ecosystem service assessment – Experiences from real world situations”, in *Ecosystem Services*, vol. 29, pp. 499-514. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.014 [Accessed 16 October 2023].

Durmisevic, E. (2019), *Circular economy in construction design strategies for reversible buildings*, BAMB, Netherlands. [Online] Available at: bamb2020.eu/wp-content/uploads/2019/05/Reversible-Building-Design-Strategies.pdf [Accessed 16 October 2023].

Durmisevic, E. (2018), *WP3 – Reversible Building Design Guidelines*, BAMB. [Online] Available at: bamb2020.eu/wp-content/uploads/2018/12/Reversible-Building-Design-guidelines-and-protocol.pdf [Accessed 16 October 2023].

Durmisevic, E. (2006), *Transformable building structures – Design for disassembly as a way to introduce sustainable engineering to building design & construction*, Cedris M&CC, Delft. [Online] Available at: repository.tudelft.nl/islandora/object/uuid%3A9d2406e5-0cce-4788-8ee0-c19cbf38ea9a [Accessed 16 October 2023].

EEA – European Environment Agency (2021), *Growth without economic growth – Narratives for Change*. [Online] Available at: eea.europa.eu/downloads/bee0c89209641548564b046abca43e/1617707707/growth-without-economic-growth.pdf [Accessed 16 October 2023].

EEA – European Environment Agency (1998), “Environmental Risk Assessment – Approaches, Experiences and Information Sources”, in *eea.europa.eu*, 24/03/1998. [Online] Available at: eea.europa.eu/publications/GH-07-97-595-EN-C2 [Accessed 16 October 2023].

Ellen MacArthur Foundation (2015), *Delivering the Circular Economy – A Toolkit for Policymakers*. [Online] Available at: ellenmacarthurfoundation.org/a-toolkit-for-policymakers [Accessed 16 October 2023].

Ellen MacArthur Foundation (2010), *Towards the Circular Economy – Economic and business rationale for an accelerated transition*. [Online] Available at: werktrends.nl/app/uploads/2015/06/Rapport_McKinsey-Towards_A_Circular_Economy.pdf [Accessed 16 October 2023].

EPA – Environment Protection Agency (2019), *Guidelines for Human Exposure Assessment*, Risk Assessment Forum, EPA/100/B-19/001, U.S. Environment Protection Agency, Washington (DC). [Online] Available at: epa.gov/

sites/production/files/2020-01/documents/guidelines_for_human_exposure_assessment_final2019.pdf [Accessed 16 October 2023].

EPA – Environment Protection Agency (2016a), *Ecological Risk Assessment*. [Online] Available at: epa.gov/risk/ecological-risk-assessment [Accessed 16 October 2023].

EPA – Environment Protection Agency (2016b), *Human Health Risk Assessment*. [Online] Available at: epa.gov/risk/human-health-risk-assessment [Accessed 16 October 2023].

EPA – Environment Protection Agency (2011), *Exposure Factors Handbook*, U.S. Environment Protection Agency, Washington (DC). [Online] Available at: epa.gov/expobox/exposure-factors-handbook-2011-edition [Accessed 16 October 2023].

EPA – Environment Protection Agency (2003), *Framework for cumulative risk assessment*, Risk Assessment Forum, EPA/630/P-02/001F, U.S. Environment Protection Agency, Washington (DC). [Online] Available at: epa.gov/sites/production/files/2014-11/documents/frmwrk_cum_risk_assmnt.pdf [Accessed 16 October 2023].

EPA – Environment Protection Agency (1998), *Guidelines for Ecological Risk Assessment*, Risk Assessment Forum, EPA/630/R-95/002F, U.S. Environment Protection Agency, Washington (DC). [Online] Available at: epa.gov/sites/production/files/2014-11/documents/eco_risk_assessment1998.pdf [Accessed 16 October 2023].

Eunomia (2020), *Plastics – Can Life Cycle Assessment Rise to the Challenge? – How to critically assess LCA for policy making*. [Online] Available at: eunomia.co.uk/reports-tools/plastics-can-life-cycle-assessment-rise-to-the-challenge/ [Accessed 16 October 2023].

European Commission (2021a), *New European Bauhaus – Shaping more beautiful, sustainable and inclusive forms of living together*. [Online] Available at: europa.eu/new-european-bauhaus/index_en [Accessed 16 October 2023].

European Commission (2021b), *Understanding Product Environmental Footprint and Organisation Environmental Footprint methods*. [Online] Available at: circabc.europa.eu/ui/group/6e9b7f79-da96-4a53-956f-e8f62c9d7fed/library/537534a4-9c76-40a1-b488-e9127db2befd/details [Accessed 16 October 2023].

European Commission (2021c), *Commission recommendation of 16.12.2021 on the use of the Environmental Footprint methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations*, document C(2021)9332, 9332 final. [Online] Available at: eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=PI_COM%3AC%282021%299332 [Accessed 16 October 2023].

European Commission (2020a), *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – A Renovation Wave for Europe – Greening our buildings, creating jobs, improving lives*, document 52020DC0662, 662 final. [Online] Available at: eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1603122220757&uri=CELEX:52020DC0662 [Accessed 16 October 2023].

European Commission (2020b), *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – A new EU Circular Economy Action Plan for a cleaner and more competitive Europe*, document 52020DC0098, 98 final. [Online] Available at: eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1583933814386&uri=COM:2020:98:FIN [Accessed 16 October 2023].

European Commission (2020c), *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – Europe’s moment – Repair and Prepare for the Next Generation*, document 52020DC0456, 456 final. [Online] Available at: eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52020DC0456&qid=1700296616928 [Accessed 16 October 2023].

European Commission (2020d), *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the*

- Committee of the Regions – EU Biodiversity Strategy for 2030 – Bringing nature back into our lives, document 52020DC0380, 380 final. [Online] Available at: eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52020DC0380 [Accessed 16 October 2023].
- European Commission (2019), *Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – The European Green Deal*, document 52019DC0640, 640 final. [Online] Available at: eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM%3A2019%3A640%3AFIN [Accessed 16 October 2023].
- European Commission (2015), *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – Closing the Loop – An EU action plan for the Circular Economy*, document 52015DC0614, 614 final. [Online] Available at: eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52015DC0614 [Accessed 16 October 2023].
- European Commission (2009), *Directive 2009/29/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 amending Directive 2003/87/EC so as to improve and extend the greenhouse gas emission allowance trading scheme of the Community*, document 32009L0029, L 140/63. [Online] Available at: eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32009L0029 [Accessed 16 October 2023].
- European Commission (2003), *Communication from the Commission to the Council and the European Parliament – Integrated Product Policy – Building on Environmental Life-Cycle Thinking*, document 52003DC0302, 0302 final. [Online] Available at: eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A52003DC0302 [Accessed 16 October 2023].
- Ferrante, T., Romagnoli, F. and Villani, T. (2023), “Sviluppo urbano sostenibile – Organizzazione di contenuti informativi per la transizione verso i Distretti a Energia Positiva | Sustainable urban development – Organizing information content for the transition to Positive Energy Districts”, in *Agathón | International Journal of Architecture, Art and Design*, vol. 13, pp. 191-204. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/13162023 [Accessed 16 October 2023].
- Ferrara, M. and Squatrito, A. (2022), “L’innovazione design-driven dei materiali circolari a base biologica – Strategie e competenze per la progettazione | Design-driven innovation of bio-based circular materials – Design strategies and skills”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 11, pp. 288-299. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/11262022 [Accessed 16 October 2023].
- Fioramonti, L. (2021), “Prefazione”, in Butera, F. M. (2023), *Affrontare la Complessità – Per governare la transizione ecologica*, Edizioni Ambiente, Milano, pp. 9-11.
- Friedman, T. L. (2016), *Thank You for Being Late – An Optimist’s Guide to Thriving in the Age of Accelerations*, Picador, New York.
- Gaspari, J., Marchi, L., Oberosler, C. and Antonini, E. (2022), “Strumenti di monitoraggio per abitare il risparmio energetico nell’edilizia sociale | Monitoring tools as energy saving enablers in social housing context”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 12, pp. 136-145. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/12122022 [Accessed 16 October 2023].
- Ghosh, A. (2017), *La grande cecità – Il cambiamento climatico e l’impensabile*, Neri Pozza, Vicenza.
- Gonzalez, M. and Navarro, J. (2006), “Assessment of the decrease of CO₂ emission in the construction field through the selection materials – Practical case study of three houses of low environmental impact”, in *Building and Environment*, vol. 41, issue 7, pp. 902-909. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.buildenv.2005.04.006 [Accessed 16 October 2023].
- Gregg, E. J., Christensen, V., Nichol, L., Martone, R. G., Markel, R. W., Watson, J. C., Harley, C. D. G., Pakhomov, E. A., Shurin, J. B. and Chan, K. M. A. (2020), “Cascading social-ecological costs and benefits triggered by a recovering keystone predator”, in *Science*, vol. 368, issue 6496, pp. 1243-1247. [Online] Available at: doi.org/10.1126/science.aay5342 [Accessed 16 October 2023].
- Groen, E. A., Bokkers, E. A. M., Heijungs, R. and de Boer, I. J. M. (2017), “Methods for global sensitivity analysis in life cycle assessment”, in *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 22, pp. 1125-1137. [Online] Available at: doi.org/10.1007/s11367-016-1217-3 [Accessed 16 October 2023].
- Guinée, J. B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., Ekvall, T. and Rydberg, T. (2011), “Life Cycle Assessment – Past, present, and future”, in *Environmental Science & Technology*, vol. 45, issue 1, pp. 90-96. [Online] Available at: doi.org/10.1021/es101316v [Accessed 16 October 2023].
- Habraken, N. J. (1972), *Supports – An alternative to mass housing*, Architectural Press, London.
- Haines-Young, R. and Potschin, M. (2010), “The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being”, in Raffaelli, D. G. and Frid, C. L. J. (eds), *Ecosystem Ecology – A New Synthesis*, Cambridge University Press, pp. 110-139. [Online] Available at: doi.org/10.1017/CBO9780511750458.007 [Accessed 16 October 2023].
- Hammond, G. P. and Jones, C. I. (2008), “Embodied energy and carbon in construction materials”, in *Proceedings of the Institution of Civil Engineering | Energy*, vol. 161, issue 2, pp. 87-98. [Online] Available at: doi.org/10.1680/enr.2008.161.2.87 [Accessed 16 October 2023].
- Harrison, P. A., Dunford, R., Barton, D. N., Kelemen, E., Martín-López, B., Norton, L., Termansen, M., Saarikoski, H., Hendriks, K., Gómez-Baggethun, E., Czúcz, B., García-Llorente, M., Howard, D., Jacobs, S., Karlsen, M., Kopperoinen, L., Madsen, A., Rusch, G., van Eupen, M. and Zilian, G. (2018), “Selecting methods for ecosystem service assessment – A decision tree approach”, in *Ecosystem Services*, vol. 29, pp. 481-498. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.016 [Accessed 16 October 2023].
- Holsman, K., Samhouri, J., Cook, G., Hazen, E., Olsen, E., Dillard, M., Kasperski, S., Gaichas, S., Kelble, C. R., Fogarty, M. and Andrews, K. (2017), “An ecosystem-based approach to marine risk assessment”, in *Ecosystem Health and Sustainability*, vol. 3, issue 1, article e12056, pp. 1-16. [Online] Available at: doi.org/10.1002/ehs2.1256 [Accessed 16 October 2023].
- Howard, J., Sutton-Grier, A., Herr, D., Kleypas J., Landis, E., Mcleod, E., Pidgeon, E. and Simpson, S. (2017), “Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation”, in *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 15, issue 1, pp. 42-50. [Online] Available at: doi.org/10.1002/fee.1451 [Accessed 16 October 2023].
- Igos, E., Benetto, E., Meyer, R., Baustert, P. and Othoniel, B. (2019), “How to treat uncertainties in life cycle assessment studies?”, in *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 24, pp. 794-807. [Online] Available at: doi.org/10.1007/s11367-018-1477-1 [Accessed 16 October 2023].
- IGS – Independent Group of Scientists appointed by the Secretary-General (2023), *Global Sustainable Development Report 2023 – Times of crisis, times of change – Science for accelerating transformations to sustainable development*, United Nations, New York. [Online] Available at: sdgs.un.org/sites/default/files/2023-09/FINAL%20GSDR%2023-Digital%20110923_1.pdf [Accessed 16 October 2023].
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Panel on Biodiversity and Ecosystem Services (2016a), *Preliminary guide regarding diverse conceptualization of multiple values of nature and its benefits, including biodiversity and ecosystem functions and services (deliverable 3 d)*, IPBES/4/INF/13. [Online] Available at: ipbes.net/sites/default/files/downloads/IPBES-4-INF-13_EN.pdf [Accessed 16 October 2023].
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Panel on Biodiversity and Ecosystem Services (2016b), *The methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services*. [Online] Available at: doi.org/10.5281/zenodo.3235429 [Accessed 16 October 2023].
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2023), *Climate Change 2023 – Synthesis Report – Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [Online] Available at: doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647 [Accessed 16 October 2023].
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2018), *Global warming of 1.5 °C – An IPCC Special Report*. [Online] Available at: ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/06/SR15_Full_Report_Low_Res.pdf [Accessed 16 October 2023].
- Kahneman, D. (2007), *Economia della felicità*, Il Sole 24 Ore, Milano.
- Kasper, M. and Stroomer, E. (2021), “Moltiplicare le vite dei tessuti – Raccolta e riciclo dei tessuti nell’Africa urbanizzata | Multiplying textile lives – Textile collection and recycling in urban Africa”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 9, pp. 224-231. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/922021 [Accessed 16 October 2023].
- Koellner, T., Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Margni, M., Canals, L. M., Saad, R., Souza, D. M. and Müller-Wenk, R. (2013), “UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA”, in *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 18, issue 6, pp. 1188-1202. [Online] Available at: doi.org/10.1007/s11367-013-0579-z [Accessed 16 October 2023].
- Koellner, T., Bonn, A., Arnold, S., Bagstad, K. J., Fridman, D., Guerra, C. A., Kastner, T., Kissinger, M., Kleeemann, J., Kuhlicke, C., Liu, J., López-Hoffman, L., Marques, A., Martín-López, B., Schulp, C. J. E., Wolff, S. and Schröter, M. (2019), “Guidance for assessing interregional ecosystem service flows”, in *Ecological Indicators*, vol. 105, pp. 92-106. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.046 [Accessed 16 October 2023].
- Kovach, R. P., Dunham, J. B., Al-Chokhachy, R., Snyder, C. D., Letcher, B. H., Young, J. A., Beaver, E. A., Pederson, G. T., Lynch, A. J., Hitt, N. P., Konrad, C. P., Jaeger, K. L., Rea, A. H., Sepulveda, A. J., Lambert, P. M., Stoker, J., Giersch, J. J. and Muhlfeld, C. C. (2019), “An integrated framework for ecological drought across riverscapes of North America”, in *Bioscience*, vol. 69, pp. 418-431. [Online] Available at: doi.org/10.1093/biosci/biz040 [Accessed 16 October 2023].
- Kreissl, A. (2021), “Risorsa materasso – Il potenziale dei materiali di scarto | Resource mattress – The potential of refuse materials”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 9, pp. 184-193. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/9182021 [Accessed 16 October 2023].
- Kuittinen, M. and Linkosalmi, L. (2015), *Compiling environmental product declarations for wood-based construction products assessment and documentation*, Aalto University Publication Series, Aalto.
- Langston, Y. L. and Langstone C. A. (2008), “Reliability of building embodied energy modelling – An analysis of 30 Melbourne case studies”, in *Construction Management and Economics*, vol. 26, issue 2, pp. 147-160. [Online] Available at: doi.org/10.1080/01446190701716564 [Accessed 16 October 2023].
- Latouche, S. (2015), *Breve trattato sulla decrescita serena e come sopravvivere allo sviluppo*, Bollati Boringhieri, Milano.
- Lauria, M. and Azzalin, M. (2021), “Paradigmi | Paradigms”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 9, pp. 12-21. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/912021 [Accessed 16 October 2023].
- Lloyd, S. M. and Ries, R. (2007), “Characterizing, Propagating, and Analyzing Uncertainty in Life-Cycle Assessment – A Survey of Quantitative Approaches”, in *Journal of Industrial Ecology*, vol. 11, issue 1, pp. 161-179. [Online] Available at: doi.org/10.1162/jiec.2007.1136 [Accessed 16 October 2023].
- Losasso, M. and Verde, S. (2020), “Strategie progettuali di adattamento urbano ed edilizio in scenari di multirischio

- ambientale | Design strategies for urban and building adaptation in environmental multi-risk scenarios”, in *Agathón | International Journal of Architecture, Art and Design*, vol. 8, pp. 64-73. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/862020 [Accessed 16 October 2023].
- Lueddeckens, S., Saling, P. and Guenther, E. (2020), “Temporal issues in life cycle assessment – A systematic review”, in *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 25, issue 8, pp. 1385-1401. [Online] Available at: doi.org/10.1007/s11367-020-01757-1 [Accessed 16 October 2023].
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Condé, S., Vallecillo, S., Barredo, J. I., Paracchini, M. L., Abdul Malak, D., Trombetti, M., Vigiak, O., Zulian, G., Addamo, A. M., Grizzetti, B., Somma, F., Hagyo, A., Vogt, P., Polce, C., Jones, A., Marin, A. I., Ivits, E., Mauri, A., Rega, C., Czúcz, B., Ceccherini, G., Pisoni, E., Ceglar, A., De Palma, P., Cerrani, I., Meroni, M., Caudullo, G., Lugato, E., Vogt, J. V., Spinoni, J., Cammalleri, C., Bastrup-Birk, A., San Miguel, J., San Román, S., Kristensen, P., Christiansen, T., Zal, N., de Roo, A., Cardoso, A. C., Pistocchi, A., Del Barrio Alvalros, I., Tsiamis, K., Gervasini, E., Deriu, I., La Notte, A., Abad Viñas, R., Vizzarri, M., Camia, A., Robert, N., Kakoulaki, G., Garcia Bendito, E., Panagos, P., Ballabio, C., Scarpa, S., Montanarella, L., Orgiazzi, A., Fernandez Ugalde, O. and Santos-Martin, F. (2020), *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services – An EU ecosystem assessment*, Publications Office of the European Union, Ispra, EUR 30161 EN, JRC120383. [Online] Available at: doi.org/10.2760/757183 [Accessed 16 October 2023].
- Marji, N., Shawash, J. and Marji, N. (2021), “Human-made – I rifiuti come risorsa per la rigenerazione urbana nel campo profughi di Jabal al Jofeh | Human-made – Waste as a resource for urban regeneration in Jabal al Jofeh refugee camp”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 9, pp. 134-145. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/9132021 [Accessed 16 October 2023].
- McDonough, W. and Braungart, M. (2013), *The Upcycle – Beyond Sustainability – Designing for Abundance*, North Point Press, USA.
- McDonough, W. and Braungart, M. (2002), *Cradle to Cradle – Remaking the Way We Make Things*, North Point Press, USA.
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment (2005), *Ecosystems and Human Well-being – Synthesis*, Island Press, Washington (DC). [Online] Available at: millenniumassessment.org/en/Synthesis.aspx [Accessed 16 October 2023].
- Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J. and Behrens III, W. W. (1972), *The Limits to Growth*, Universe Books, New York.
- Morin, E. (2020), “Per l’uomo è tempo di ritrovare sé stesso”, interview by Scialoja, A., in *Avvenire.it*, 15/04/2020. [Online] Available at: avvenire.it/agora/pagine/per-luomoto-tempo-di-ritrovare-se-stesso [Accessed 16 October 2023].
- Mouton, L., Allacker, K. and Röck, M. (2023), “Bio-based building material solutions for environmental benefits over conventional construction products – Life cycle assessment of regenerative design strategies (1/2)”, in *Energy and Buildings*, vol. 282, article 112767, pp. 1-14. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.enbuild.2022.112767 [Accessed 16 October 2023].
- Muazu, R. I., Rothman, R. and Maltby, L. (2021), “Integrating life cycle assessment and environmental risk assessment – A critical review”, in *Journal of Cleaner Production*, vol. 293, article 126120, p. 1-13. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126120 [Accessed 16 October 2023].
- Ness, D. (2021), “Dalla nuova edilizia alla rigenerazione – Può il Nuovo Bauhaus ridefinire l’architettura e dare risposte ai cambiamenti globali? | The shift from new build to regeneration – Can the New Bauhaus transform architecture and design to meet global challenges?”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 9, pp. 22-31. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/922021 [Accessed 16 October 2023].
- Neugarten, R. A., Langhammer, P. F., Osipova, E., Bagstad, K. J., Bhagabati, N., Butchart, S. H. M., Dudley, N., Elliott, V., Gerber, L. R., Gutierrez Arrellano, C., Ivanić, K.-Z., Ketunen, M., Mandle, L., Merriman, J. C., Mulligan, M., Peh, K. S.-H., Raudsepp-Hearne, C., Semmens, D. J., Stolton, S. and Willcock, S. (2018), *Tools for measuring, modelling, and valuing ecosystem services – Guidance for Key Biodiversity Areas, natural World Heritage sites, and protected areas*, IUCN | International Union for Conservation of Nature, Gland (Switzerland). [Online] Available at: doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.PAG.28.en [Accessed 16 October 2023].
- Olivieri, F. (2022), “Progettazione simbiotica per un ecosistema urbano resiliente | Symbiotic design for a resilient urban ecosystem”, in *Agathón | International Journal of Architecture, Art and Design*, vol. 11, pp. 40-49. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/1132022 [Accessed 16 October 2023].
- Paoletti, I. (2017), “Involucri responsivi – Sperimentazioni con modelli a comportamento naturale | Responsive Envelopes – Experimentations by natural Role Models”, in *Agathón | International Journal of Architecture, Art and Design*, vol. 2, pp. 213-218. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/2282017 [Accessed 16 October 2023].
- Pauli, G. (2009), *Blue Economy*, Edizioni Ambiente, Milano.
- Potschin-Young, M., Haines-Young, R., Görg, C., Heink, U., Jax, K. and Schleyer, C. (2018), “Understanding the role of conceptual frameworks – Reading the ecosystem service cascade”, in *Ecosystem Services*, vol. 29, part C, pp. 428-440. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.015 [Accessed 16 October 2023].
- Prado, V., Cinelli, M., Ter Haar, S. F., Ravikumar, D., Heijungs, R., Guinée, J. and Seager, T. P. (2020), “Sensitivity to weighting in life cycle impact assessment (LCIA)”, in *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 25, pp. 2393-2406. [Online] Available at: doi.org/10.1007/s11367-019-01718-3 [Accessed 16 October 2023].
- Pratesi, I. (ed.) (2020), *Pandemie, l’Effetto Boomerang della Distruzione degli Ecosistemi – Tutelare la Salute Umana Conservando la Biodiversità*, WWF Italia Onlus, Roma. [Online] Available at: wwfit.awsassets.panda.org/downloads/pandemie_e_distruzione_degli_ecosistemi.pdf [Accessed 16 October 2023].
- Preiser, R., Biggs, R., De Vos, A. and Folke, C. (2018), “Social-ecological systems as complex adaptive systems – Organizing principles for advancing research methods and approaches”, in *Ecology and Society*, vol. 23, issue 4, article 46, pp. 1-15. [Online] Available at: doi.org/10.5751/ES-10558-230446 [Accessed 16 October 2023].
- Raworth, K. (2017), *Doughnut Economics – Seven ways to think like a 21st-century economist*, Random House, London.
- Reina, V., Kephelopoulou, S., Zenié, I., Pina De Menezes Borges, M., Del Rio Martin, A., Radonnikovic, A. and Stecca, L. (2014), *Harmonising and integrating existing exposure factors systems world-wide – Feasibility study report*, EUR 26915 – JRC91832, Publications Office of the European Union. [Online] Available at: doi.org/10.2788/20871 [Accessed 16 October 2023].
- Remme, R., de Nijs, T. and Paulin, M. (2018), *Natural Capital Model – Technical documentation of the quantification, mapping and monetary valuation of urban ecosystem services*, RIVM report 2017-0040. [Online] Available at: doi.org/10.21945/RIVM-2017-0040 [Accessed 16 October 2023].
- Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S. E., Donges, J. F., Druke, M., Fetzler, I., Bala, G., von Bloh, W., Feulner, G., Fiedler, S., Gerten, D., Gleeson, T., Hofmann, M., Huiskamp, W., Kummu, M., Mohan, C., Nogués-Bravo, D., Petri, S., Porkka, M., Rahmstorf, S., Schaphoff, S., Thonicke, K., Tobian, A., Virkki, V., Wang-Erlandsson, L., Weber, L. and Rockström, J. (2023), “Earth beyond six of nine planetary boundaries”, in *Science Advances*, vol. 9, issue 37, article eadh2458, pp. 1-16. [Online] Available at: doi.org/10.1126/sciadv.adh2458 [Accessed 16 October 2023].
- Romano, R., Belardi, E., Gallo, P. and Distefano, D. L. (2022), “Sistemi costruttivi low-tech 4.0 – Innovazione di prodotto-processo BIM-based per la prefabbricazione in cartone ondulato | 4.0 low-tech building systems – BIM-based product-process innovation for corrugated cardboard prefabrication”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 12, pp. 158-167. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/12142022 [Accessed 16 October 2023].
- Rosenthal, A., Verutes, G., McKenzie, E., Arkema, K. K., Bhagabati, N., Bremer, L. L., Olwero, N. and Vogl, A. L. (2015), “Process matters – A framework for conducting decision-relevant assessments of ecosystem services”, in *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, vol. 11, issue 3, pp. 190-204. [Online] Available at: doi.org/10.1080/21513732.2014.966149 [Accessed 16 October 2023].
- Runting, R. K., Bryan, B. A., Dee, L. E., Maseyk, F. J. F., Mandle, L., Hamel, P., Wilson K. A., Yetka, K., Possingham, H. P. and Rhodes, J. R. (2017), “Incorporating climate change into ecosystem service assessments and decisions – A review supplementary materials”, in *Global Change Biology*, vol. 23, issue 1, pp. 28-41. [Online] Available at: doi.org/10.1111/gcb.13457 [Accessed 16 October 2023].
- Santos Malaguti de Sousa, C., Queiroz Ferreira Barata, T., Dutra Profirio de Souza, C. and de Melo, F. G. (2023), “Gestione delle foreste urbane – Percorsi tecnologici design-driven per la valorizzazione dei rifiuti da potatura | Urban forests management – Design-driven technological routes for wood waste valuing”, in *Agathón | International Journal of Architecture, Art and Design*, vol. 13, pp. 291-300. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/13252023 [Accessed 16 October 2023].
- Scalisi, F. and Ness, D. (2022), “Simbiosi tra vegetazione e costruito – Un approccio olistico, sistemico e multilivello | Symbiosis of greenery with built form – A holistic, systems, multi-level approach”, in *Agathón | International Journal of Architecture, Art and Design*, vol. 11, pp. 26-39. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/1122022 [Accessed 16 October 2023].
- Scalisi, F. and Sposito, C. (2021), “Strategie e approcci ‘green’ – Un contributo dall’off-site e dall’upcycling dei container marittimi dismessi | Green strategies and approaches – A contribution from the off-site and upcycling of discarded shipping containers”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 10, pp. 92-119. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/1092021 [Accessed 16 October 2023].
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity and the United Nations Environment Programme – World Conservation Monitoring Centre (2012), *Best policy guidance for the integration of biodiversity and ecosystem services in standards*, Montreal. [Online] Available at: cbd.int/doc/publications/cbd-ts-73-en.pdf [Accessed 16 October 2023].
- Simmons, D. C., Dauwe, R., Gowland, R., Gyenes, Z., King, A. G., Riedstra, D. and Schneiderbauer, S. (2017), “Qualitative and quantitative approaches to risk assessment”, in Poljanšek, K., Marin Ferrer, M., De Groeve, T. and Clark, I. (eds), *Science for Disaster Risk Management 2017 – Knowing Better and Losing Less*, Publications Office of the European Union, pp. 44-130. [Online] Available at: doi.org/10.2788/842809 [Accessed 16 October 2023].
- Small, N., Munday, M. and Durance, I. (2017), “The challenge of valuing ecosystem services that have no material benefits”, in *Global Environmental Change*, vol. 44, pp. 57-67. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.03.005 [Accessed 16 October 2023].
- Soergel, B., Kriegl, E., Weindl, I., Rauner, S., Dirmaichner, A., Ruhe, C., Hofmann, M., Bauer, N., Bertram, C., Bodirsky, B. L., Leimbach, M., Leininger, J., Levesque, A., Luderer, G., Pehl, M., Wingers, C., Baumstark, L., Beier, F., Dietrich, J. P., Humpenöder, F., von Jetze, P., Klein, D., Koch, J., Pietzcker, R., Streffler, J., Lotze-Campen H. and Popp, A. (2021), “A sustainable development pathway for climate action within the UN 2030 Agenda”, in *Nature Climate Change*, vol. 11, issue 8, pp. 656-664. [Online] Available at: doi.org/10.1038/s41558-021-01098-3 [Accessed 16

October 2023].

Sommariva, E., Canessa, N. V. and Tucci, G. (2022), “Azioni verdi per città innovative – Il nuovo paesaggio agroalimentare | Green actions for innovative cities – The new agri-food landscape”, in *Agathón | International Journal of Architecture, Art and Design*, vol. 11, pp. 150-161. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/11132022 [Accessed 16 October 2023].

Sposito, C. and Scalisi, F. (2020), “Ambiente costruito e sostenibilità – Materiali riciclati e Design for Disassembly tra ricerca e buone pratiche | Built environment and sustainability – Recycled materials and Design for Disassembly between research and good practices”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 8, pp. 106-117. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/8102020 [Accessed 16 October 2023].

Sposito, C. and Scalisi, F. (2019), “A possible tool for the choice of building materials – The Environmental Product Declaration (EPD)”, in Bisson, M. (ed.), *MDA | 3rd International Conference on Environmental Design, Marsala 03-04 October 2019*, Palermo University Press, Palermo, pp. 189-199. [Online] Available at: academia.edu/40469357/A_possible_tool_for_the_choice_of_building_materials_the_Environmental_Product_Declaration_EP_D_ [Accessed 16 October 2023].

Stelzenmüller, V., Coll, M., Mazaris, A. D., Giakoumi, S., Katsanevakis, S., Portman, M. E., Degen, R., Mackelworth, P., Gimpel, A., Albano, P. G., Almpnidou, V., Claudet, J., Essl, F., Evagelopoulou, T., Heymans, J. J., Genov, T., Kark, S., Micheli, F., Pennino, M. G., Rilov, G., Rumes, B., Steenbeek, J. and Rumes, B. (2018), “A risk-based approach to cumulative effect assessments for marine management”, in *Science of the Total Environment*, vol. 612, pp. 1132-1140. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.289 [Accessed 16 October 2023].

Sullivan, S. and Hannis, M. (2017), “Mathematics-maybe, but not money – On balance sheets, numbers and nature in ecological accounting”, in *Accounting, Auditing & Accountability Journal*, vol. 30, issue 7, pp. 1459-1480. [Online] Available at: doi.org/10.1108/AAAJ-06-2017-2963 [Accessed 16 October 2023].

Świąder, M., Lin, D., Szymon, S., L Kazak, J. K., Iha, K., van Hoof, J., Belčáková, I. and Altiok, S. (2020), “The application of ecological footprint and biocapacity for environmental carrying capacity assessment – A new approach for European cities”, in *Environmental Science and Policy*, vol. 105, pp. 56-74. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.envsci.2019.12.010 [Accessed 16 October 2023].

Taelman, S., Sanjuan-Delmás, D., Tonini, D. and Dewulf, J. (2020), “An operational framework for sustainability assessment including local to global impacts – Focus on waste management systems”, in *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 162, article 104964, pp. 1-11. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104964 [Accessed 16 October 2023].

Tajima, S. and Nasu, S. (2020), “Architettura mobile off-grid – Uno strumento possibile per la resilienza delle comunità rurali in caso di calamità naturali | Mobile Off-grid Architecture – A potential tool for the resilience of rural communities in the event of natural disasters”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 8, pp. 118-127. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/8112020 [Accessed 16 October 2023].

TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2013), *Guidance Manual for TEEB Country Studies – Version 1*. [Online] Available at: teebweb.org/media/2013/10/TEEB_GuidanceManual_2013_1.0.pdf [Accessed 16 October 2023].

TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2011), *TEEB Manual for Cities – Ecosystem Services in Urban Management*. [Online] Available at: teebweb.org/publications/other/teeb-cities/ [Accessed 16 October 2023].

Thormark, C. (2006), “The effect of material choice on the total energy need and recycling potential of a building”, in *Building and Environment*, vol. 41, issue 8, pp. 1019-1026. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/8112020 [Accessed 16 October 2023].

Tucci, F. and Giampaolletti, M. (2022), “Soluzioni green per la sottrazione e lo stoccaggio di carbonio nei distretti urbani | Green solutions for removing and storing carbon in urban districts”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 11, pp. 202-213. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/11182022 [Accessed 16 October 2023].

Tucci, F. and Sposito, C. (eds) (2020), *Resilience between mitigation and adaptation*, Project – Essays and Researches publishing series, vol. 3, Palermo University Press, Palermo. [Online] Available at: unipapress.com/book/resilience-ao-between-mitigation-and-adaptation/ [Accessed 16 October 2023].

Tucci, F., Cecafosso, V., Altamura, P. and Giampaolletti, M. (2022), “Simulazione e modellazione per l’adattamento e la mitigazione climatica – Esperienze di riqualificazione ambientale a Roma | Simulation and modelling for climate adaptation and mitigation – Experiences of environmental renovation in Rome”, in *Agathón | International Journal of Architecture, Art and Design*, vol. 12, pp. 106-121. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/12102022 [Accessed 16 October 2023].

Tucci, G. and Carlo Ratti Associati (2023), “La tecnologia come abilitatore di un nuovo ecosistema urbano responsivo – Intervista a Carlo Ratti (CRA Studio) | Technology as an enabler of a new ecosystem responsive urbanism – Interview with Carlo Ratti (CRA Studio)”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 12, pp. 190-201. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/12172022 [Accessed 16 October 2023].

UN – General Assembly (2015), *Transforming our World – The 2030 Agenda for Sustainable Development*, document A/RES/70/1. [Online] Available at: sdgs.un.org/2030agenda [Accessed 16 October 2023].

UN – United Nations (1992), *Agenda 21 – United Nations Conference on Environment and Development – Rio de Janeiro, Brazil, 3 to 14 June 1992*. [Online] Available at: sdgs.un.org/sites/default/files/publications/Agenda21.pdf [Accessed 16 October 2023].

UNDESA – United Nations Department of Economic and Social Affairs (2023), *Global SDG Indicators Data Platform*. [Online] Available at: unstats.un.org/sdgs/data-portal [Accessed 16 October 2023].

Valente, R., Losco, S., Bosco, R. and Giacobbe, S. (2022), “Il progetto di infrastrutture verdi per le acque piovane – Note di metodo da un caso studio | Green stormwater infrastructures research through design – Method notes from a case study”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 11, pp. 192-201. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/11172022 [Accessed 16 October 2023].

Value of Nature to Canadians Study Taskforce (2017), *Completing and Using Ecosystem Service Assessment for Decision-Making – An Interdisciplinary Toolkit for Managers and Analysts*, Federal, Provincial, and Territorial Governments of Canada, Ottawa (ON).

Van der Biest, K., Meire, P., Schellekens, T., D’hondt, B., Bonte, D., Vanagt, T. and Ysebaert, T. (2020), “Aligning biodiversity conservation and ecosystem services in spatial planning – Focus on ecosystem processes”, in *Science of the Total Environment*, vol. 712, article 136350, pp. 1-12. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136350 [Accessed 16 October 2023].

Violano, A., Cannaviello, M. and Del Prete, S. (2021), “Materiali rigenerativi bio-based – Una proposta innovativa per il packaging e i prodotti da costruzione | Bio-based circular materials – Innovative packaging and construction products”, in *Agathón | International Journal of Architecture, Art and Design*, vol. 9, pp. 244-253. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/9242021 [Accessed 16 October 2023].

WCED – World Commission for Environment and Development (1987), *Our Common Future World*, Brundtland Report. [Online] Available at: are.admin.ch/are/en/home/media/publications/sustainable-development/brundtland-report.html [Accessed 16 October 2023].

WEF – World Economic Forum (2023), *The Global Risk*

Report 2023 – 18th Edition – Insight Report. [Online] Available at: weforum.org/reports/global-risks-report-2023/ [Accessed 16 October 2023].

WEF – World Economic Forum (2021), “This is how climate change could impact the global economy”, in *weforum.org*, 28/06/2021. [Online] Available at: weforum.org/agenda/2021/06/impact-climate-change-global-gdp/ [Accessed 16 October 2023].

Weiskopf, S. R., Rubenstein, M. A., Crozier, L. G., Gaichas, S., Griffis, R., Halofsky, J. E., Hyde, K. J. W., Morrelli, T. L., Morissette, J. T., Muñoz, R. C., Pershing, A. J., Peterson, D. L., Poudel, R., Staudinger, M. D., Sutton-Grier, A. E., Thompson, L., Vose, J., Weltzin, J. F. and Powys Whyte, K. (2020), “Climate change effects on biodiversity, ecosystems, ecosystem services, and natural resource management in the United States”, in *Science of the Total Environment*, vol. 733, article 137782, pp. 1-18. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137782 [Accessed 16 October 2023].

WHO – World Health Organization (2021), *WHO human health risk assessment toolkit – Chemical Hazards, IPCS harmonization project document, no. 8*, World Health Organization, Geneva. [Online] Available at: who.int/publications/i/item/9789240035720 [Accessed 16 October 2023].

WMO – World Meteorological Organization (2021), “Weather-related disasters increase over past 50 years, causing more damage but fewer deaths”, in *public.wmo.int*, 31/08/2021. [Online] Available at: public.wmo.int/en/media/press-release/weather-related-disasters-increase-over-past-50-years-causing-more-damage-fewer [Accessed 16 October 2023].