

УДК 504.7.064.3:614.

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.4-55.17>

ВРАХУВАННЯ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ В МЕТОДОЛОГІЇ ОЦІНКИ ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ СКЛАДНИХ ТЕХНІЧНИХ СИСТЕМ

Шибанова А.М.¹, Руда М.В.¹, Джумеля Е.А.¹, Паславський М.М.²¹Національний університет «Львівська політехніка»
вул. Степана Бандери, 12, 79000, м. Львів²Національний лісотехнічний університет України
вул. Генерала Чупринки, 103, 79057, м. Львівalla.m.shybanova@lpnu.ua, mariia.v.ruda@lpnu.ua,
elvira.a.dzhumelia@lpnu.ua, mykhailo.paslavskiyi@nltu.edu.ua

Традиційна оцінка життєвого циклу порівнює та аналізує вплив різних технологічних альтернатив для визначення відносної стійкості. Однак такий підхід часто ігнорує роль екосистемних послуг та екологічну пропускну здатність, попри їхнє важливе значення для підтримки людської діяльності. Це може призвести до надмірної залежності від обмежених ресурсів, погіршення стану екосистем і втрати можливостей для поліпшення. Стандартизовані методи передбачають комплексну оцінку чинників, які впливають на людей або чинять тиск на екосистеми, характеризуючи їх на етапі оцінки впливу за допомогою «середніх» показників, таких як потенціал глобального потепління, а індикатори кінцевих точок описують і агрегують «шкоду» аспектам соціального занепокоєння, викликану широким спектром екологічних проблем з боку складних технічних систем. Додаткова цінність моделювання на основі кінцевих впливів полягає в тому, що вони кількісно визначають відносну значущість середніх категорій впливу життєвого циклу шляхом інвентаризації фактичної шкоди, яку вони завдають екосистемам, здоров'ю людей і природним ресурсам, а не лише їхній потенціал завдати шкоди. Структура техніко-екологічної синергії враховує попит та пропозицію екосистемних послуг на різних просторових рівнях і формує показники абсолютної стійкості як на місцевому рівні, так і на рівні послуг. Основна увага техніко-екологічної синергії зосереджена на локалізованих системах, але для уникнення зміщення впливу необхідно також враховувати перспективу життєвого циклу. Автори запропонували структуру техніко-екологічної синергії в оцінці життєвого циклу, модифікувавши кожен етап традиційної оцінки життєвого циклу, щоб включити роль екосистемних товарів і послуг. Техніко-екологічної синергії в оцінці життєвого циклу не лише підтримує звичайні рішення щодо зменшення впливу через технологічні вдосконалення, але й відкриває нові екологічні можливості, спрямовані на досягнення абсолютної стійкості. Його переваги було продемонстровано на прикладі застосування моделі інтегрованого клімату до сільських територій, що піддаються впливу складних технічних систем. Застосована модель передбачає комбінований вплив управлінських рішень, місцевої погоди та ґрунтових умов на масообмін води, ґрунту, поживних речовин і пестицидів. Модель видає результати щодо врожайності, циклу вуглецю, циклу поживних речовин і гідрологічного циклу. Таким чином, техніко-екологічна синергія в оцінці життєвого циклу пропонує більш комплексний підхід до оцінки ефективності сталого розвитку. *Ключові слова:* життєвий цикл, екосистемні послуги, складна технічна система.

Accounting of ecosystem services in the life cycle assessment methodology of complex technical systems. Shybanova A., Ruda M., Dzhumelia E., Paslavskiyi M.

Traditional life cycle assessment compares and analyzes the impact of different technological alternatives to determine relative sustainability. However, this approach often ignores the role of ecosystem services and ecological carrying capacity, despite their importance in sustaining human activities. This can lead to over-reliance on limited resources, deterioration of ecosystems and loss of opportunities for improvement. Standardized methods provide a comprehensive assessment of factors that affect people or exert pressure on ecosystems, characterizing them at the impact assessment stage using "average" indicators, such as global warming potential, while endpoint indicators describe and aggregate "damage" aspects of social concern, caused by a wide range of environmental problems from complex technical systems. An added value of end-effect modeling is that it quantifies the relative importance of average life-cycle impact categories by inventorying the actual harm they cause to ecosystems, human health, and natural resources, not just their potential to cause harm. The structure of technical and ecological synergy takes into account the demand and supply of ecosystem services at different spatial levels and forms indicators of absolute sustainability both at the local level and at the service level. The main focus of techno-ecological synergies is on localized systems, but to avoid impact bias, a life cycle perspective must also be considered. The authors proposed a framework for techno-ecological synergies in life cycle assessment, modifying each stage of traditional life cycle assessment to include the role of ecosystem goods and services. Techno-ecological synergies in life cycle assessment not only support conventional solutions to reduce impact through technological improvements, but also open up new ecological opportunities aimed at achieving absolute sustainability. Its advantages were demonstrated on the example of the application of the integrated climate model to rural areas exposed to the influence of complex technical systems. The applied model assumes the combined effect of management decisions, local weather and soil conditions on the mass transfer of water, soil, nutrients and pesticides. The model outputs results for yield, carbon cycling, nutrient cycling and hydrological cycling. Thus, technical-ecological synergy in life cycle assessment offers a more comprehensive approach to assessing the effectiveness of sustainable development. *Key words:* life cycle, ecosystem services, complex technical system.

Постановка проблеми. Традиційна оцінка життєвого циклу (*Life Cycle Assessment (LCA)*) порівнює та аналізує вплив різних технологічних альтернатив для визначення найкращої практики. Однак він значною мірою ігнорує роль екосистемних послуг (*ecosystem services (ES)*) у підтримці діяльності людини. Це може призвести до несприятливих рішень, надаючи лише відносну оцінку стійкості [1].

Концепція планетарного кордону (*planetary boundary (PB)*) була запропонована для визначення абсолютної екологічної стійкості [2]. *PB* окреслює «безпечний робочий простір» для людської діяльності та припускає, що діяльність повинна здійснюватися в межах екологічної пропускну здатності [2]. Однак, як було запропоновано його розробниками, структуру *PB* не слід зменшувати для підтримки рішень на місцевому та регіональному рівнях. Таким чином, необхідна методологія, яка операціоналізує концепцію *PB* і визначає вимірні межі для кількох просторових масштабів.

Техніко-екологічна синергія (*Techno-Ecological Synergy (TES)*) заохочує синергію між технологічними та екологічними системами [1]. Ключова ідея *TES* полягає в тому, що використання ресурсів і викиди дозволені, але повинні залишатися в межах пропускну здатності екосистеми. Структура *TES* є багатомасштабною за своєю природою, що дозволяє приймати рішення від локального до глобального масштабів. Однак на даний момент більшість програм *TES* зосереджено на локалізованих системах. Щоб запобігти зміщенню впливів, також необхідно включити перспективу життєвого циклу [3].

Актуальність дослідження. Тривають дебати, які підтримують інтеграцію *ES* в *LCA* навколо того, як і де екосистемні послуги слід розташувати в причинно-наслідкових ланцюгах *LCA* [4–7]. Стандартизовані методи *ISO LCA* передбачають комплексну оцінку чинників, які впливають на людей або чинять тиск на екосистеми, характеризуючи їх на етапі оцінки впливу за допомогою «середніх» показників, таких як потенціал глобального потепління. Ці середні показники описують екологічні «проблеми». У деяких випадках вони пов'язані з індикаторами «кінцевої точки», які описують «шкоду» навколишньому середовищу, агрегуючи та підсумовуючи окремі середні впливи за ТЗЗ: якість екосистеми, доступність природних ресурсів і здоров'я людини [8]. Ці індикатори кінцевих точок описують і агрегують «шкоду» аспектам соціального занепокоєння, викликану широким спектром екологічних проблем з боку СТС. Існують різні погляди на те, чи слід представляти *ES* як середню категорію впливу [9–12] чи категорію кінцевої точки впливу [5, 13]. Додаткова цінність моделювання на основі кінцевих впливів полягає в тому, що вони кількісно визначають відносну значущість середніх категорій впливу *LCA* шляхом інвентаризації фактичної шкоди, яку вони завдають екосистемам, здоров'ю

людей і природним ресурсам, а не лише їхній потенціал завдати шкоди.

Більшість поточних підходів до інтеграції *ES* в *LCA* ґрунтується на зв'язку потоків інвентаризації (таких як експлуатація та трансформація землі) з пошкодженням *ES* як нових середніх категорій впливу. Існуючі дослідження дозволяють використовувати методології та регіональні коефіцієнти характеристики (*KX*) для впливу землекористування та зміни землекористування на *ES* (включаючи виробництво живої речовини, регулювання клімату, регулювання прісної води, регулювання ерозії та очищення води) для включення до існуючих протоколів *LCA* [14–17, 9, 18, 19]. Ключовим обмеженням цих досліджень є невелика кількість *ES*, для яких були розроблені моделі характеристики. Подальші обмеження стосуються зосередженості виключно на погіршенні постачання *ES* просторово-часовими геосистемами та землекористуванням як основною рушійною силою впливу *ES*. Актуальність роботи полягає в об'єднанні загальних структур для інтеграції *ES* та *LCA* та метрика, які можна використовувати для моделювання контекстно-залежних *KX* для широких категорій *ES* [20, 21, 10, 7, 12].

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Виявлення шляхів підвищення стійкості складних технічних систем (СТС) за допомогою інструментів оцінки стійкості, таких як *LCA*, потребує широкого набору показників, які демонструють впливи по відношенню до меж планети [22]. Деякі автори стверджують, що включення *ES* в *LCA* для розширення діапазону використовуваних показників є ключовою частиною оцінки зменшення впливу з боку СТС на довкілля [23, 9, 24, 25, 7, 26]. Концепція *ES* визначає взаємозв'язок між людиною, та природою а також суспільну залежність від функціональних аспектів екосистем [27–29], а *ES* розуміють як численні переваги, які люди отримують від екологічних функцій і процесів, що відбуваються в екосистемі [30, 31]. Оцінка забезпечення *ES* є широко застосовуваним способом оцінки того, як на переваги, створені екосистемами, впливають зміни, спричинені людиною, та інші стресори, часто через грошову оцінку переваг, які надаються в поточному та гіпотетичному станах екосистеми [32, 33]. Включення *ES* до методологій *LCA* дозволяє оцінити не лише навантаження з боку СТС, але й вплив цих навантажень.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. На відміну від оцінок *ES*, які значною мірою залежать в екосистеми, методи *LCA* зазвичай мають широкі межі системи та враховують різноманітний набір впливів від систем продукції, які можуть завдати шкоди за трьома зонами захисту (ТЗЗ) у різних масштабах, включаючи віддалені непрямі впливи від видобутку ресурсів вище за течією, зміни у землекористуванні або експлуатації землі [34]. Етап оцінки впливу в методі *LCA* має бути розширений, щоб

включити вплив на постачання *ES* як більш повний засіб оцінки впливу *СТС* [35, 36, 24]. Широко поширена інтеграція *ES* в *LCA* є недостатньою [37, 6], особливо щодо методів інтеграції *ES* на етапі оцінки впливу в методі *LCA* [38, 26]. Ряд авторів досліджували деякі концептуальні проблеми інтеграції *ES* та *LCA*, які випливають із характеристик *ES* [23, 5, 6, 7, 26, 12], а основні моменти, пов'язані з цими широкими концепціями, викладені в таблиці 1.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. На рис. 1 узагальнено етапи *TES-LCA*, жирним шрифтом виділено новизну та додаткові етапи *TES-LCA* порівняно зі звичайним *LCA*.

Метою традиційного *LCA* є визначення технологічної діяльності, яка має найменший вплив на навколишнє середовище серед альтернатив. *TES-LCA* також намагається виявити нові можливості, такі як екологічне відновлення, щоб збільшити пропозицію *ES*, прагнучи досягти абсолютної екологічної стійкості.

У звичайній *LCA* визначено лише обсяг впливу *СТС*. У той час як у *TES-LCA* необхідно визначити межі для *СТС*, екологічних систем і *ES*-сервісів. Кожна технологічна діяльність вкладена в локальну екосистему, яка забезпечує необхідний *ES*; і кожен *ES* має свої відповідні сервісні приміщення. Абсолютну стійкість для кожного *ES* слід оцінювати за шкалою обслуговування.

Таблиця 1

Питання для інтеграції екосистемних послуг та оцінки життєвого циклу, розглянуті в існуючій літературі

Проблеми	Ключові моменти	Обмеження існуючої методології <i>LCA</i>
Послуги екосистеми взаємодіють динамічно	<ul style="list-style-type: none"> – <i>ES</i> – це очевидні переваги багатьох взаємодій і циклів зворотного зв'язку від екологічних характеристик, процесів і функцій. – Часто те, що називають <i>ES</i> у дослідженнях <i>LCA</i>, насправді є екологічними функціями екосистеми [6], що є складовою <i>ES</i>, а не самими <i>ES</i>, як описано [39]. – Деякі <i>ES</i> надають переваги прямо чи опосередковано, впливаючи на пропозицію інших <i>ES</i> [40]. – Деякі <i>ES</i> виникають разом з іншими, отже, один стресор може одночасно впливати на декілька [41]. 	<ul style="list-style-type: none"> – Причинно-наслідковий ланцюг <i>LCA</i> зазвичай припускають лінійний зв'язок між впливом та його наслідками, що є проблемою для обліку численних потенційних впливів чинника стресу на постачання <i>ES</i> та потенційного зворотного зв'язку на інші <i>ES</i> [26, 12]. – Ця багатофункціональність часто не згадується в дослідженнях <i>LCA</i>, спрямованих на оцінку впливу на <i>ES</i> з боку <i>СТС</i> [6].
Пропозиція екосистемних послуг є просторово неоднорідністю	<ul style="list-style-type: none"> – Значна проблема пов'язана з просторовими варіаціями в постачанні <i>ES</i> та «використанні» <i>ES</i>. – В праці [7] зазначено, що <i>ES</i> неоднорідно постачаються в різних масштабах і одночасно отримують переваги в різних масштабах. – Це створює проблему для кількісного визначення впливу на <i>ES</i> та встановлення шкали оцінки (або «межі системи»), щоб зафіксувати мультискалярні взаємодії [6]. – Інструменти просторово-явної оцінки з використанням складних моделей на основі процесів широко поширені в дослідженнях <i>ES</i> [28, 42, 31]. 	<ul style="list-style-type: none"> – Підходи <i>LCA</i> часто припускають просторову однорідність під час розрахунку впливу <i>ES</i>, маскуючи просторові варіації в здатності екосистем забезпечувати <i>ES</i> [6]. – Деякі автори досліджували, як просторово чітке моделювання <i>ES</i> може бути застосоване в <i>LCA</i> [4, 35, 36, 19], але це обмежено впливом землекористування на <i>ES</i> та обмежений набір <i>ES</i>. Існує потреба в подальшому дослідженні того, як це можна застосувати до ширшого набору впливів <i>ES</i>.
Пропозиція екосистемних послуг змінюється в часі	<ul style="list-style-type: none"> – Постачання <i>ES</i> також змінюється в часі в залежності від сезонних або річних коливань рівнів пропозиції [43]. – Схожий вплив зміни землекористування на <i>ES</i> не буде відбуватися з однаковою швидкістю в усіх місцях, а також зміни в постачанні <i>ES</i> не відбуватимуться в тому самому місці до попереднього антропогенного тиску [46]. – Історично недостатньо вивчені часові аспекти постачання <i>ES</i> [43]. 	<ul style="list-style-type: none"> – Звичайне моделювання <i>LCA</i> зазвичай припускає часову неоднорідність і використовує фактори характеристики, які не припускають тимчасової диференціації впливів [26]. – Динамічне моделювання <i>LCA</i> також досліджує деякі тимчасові проблеми в рамках традиційного <i>LCA</i> [44, 45]. – Однак часові аспекти <i>ES</i> не були досліджені в рамках існуючих тематичних досліджень інтеграції <i>ES</i> – <i>LCA</i>, це створює велику проблему, яку потрібно вирішити.

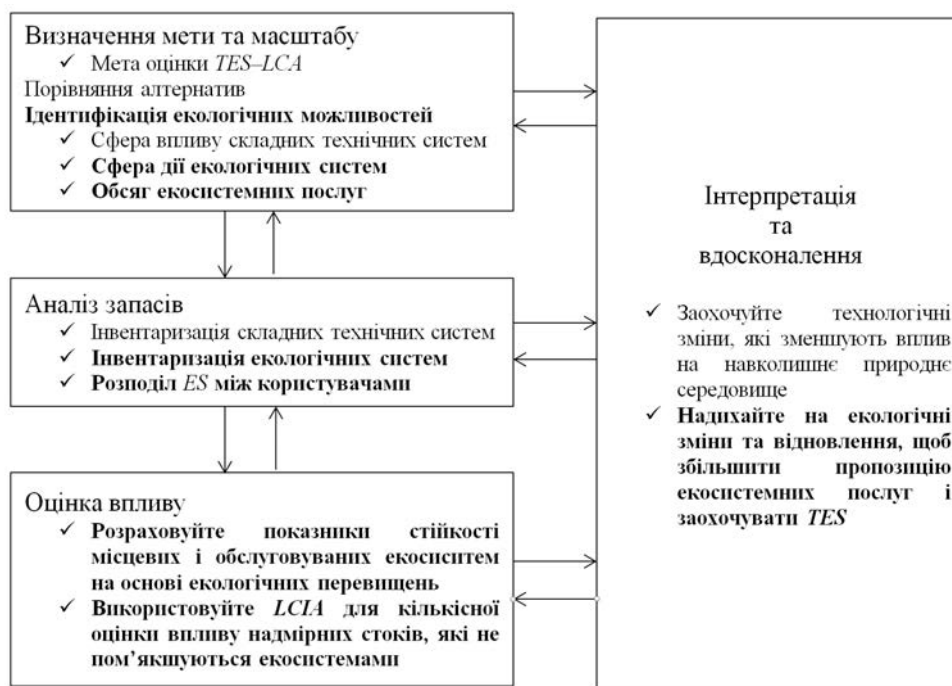


Рис. 1. Етапи в TES-LCA [3]). Сміливі кроки є унікальними для цього підходу

На етапі аналізу запасів звичайний LCA збирає дані про використання ресурсів і викиди, пов'язані з життєвим циклом продукту; в той час як TES-LCA кількісно визначає попит і пропозицію ES з життєвого циклу. Попит на ES визначається використанням ресурсів і викидами, що аналогічно традиційній інвентаризації життєвого циклу; тоді як пропозиція ES визначається здатністю екосистем надавати такі послуги. Наприклад, викиди CO₂ створюють попит на поглинання вуглецю ES, тоді як рослинність забезпечує поглинання вуглецю ES.

$$v_k = \frac{s_k - d_k}{d_k} \quad (1)$$

На етапі оцінки впливу звичайний LCA розраховує бали індикаторів для різних категорій впливу, застосовуючи методи оцінки впливу життєвого циклу (LCIA). Тоді як для TES-LCA етап оцінки впливу розділений на два етапи. По-перше, попит (d_k) і пропозиція (s_k) k -го ES використовуються для розрахунку метрики стійкості TES (v_k) [1] із застосуванням рівняння (1). По-друге, звичайні методи LCIA можуть бути застосовані для кількісної оцінки впливу потоків надмірного втручання в навколишнє середовище, які не можуть бути пом'якшені екосистемами.

На етапі аналізу вдосконалення звичайний LCA зосереджується на виявленні гарячих точок навколишнього середовища та підвищенні технічної ефективності СТС. У той час як для TES-LCA, метрики як у локальному, так і в обслуговуваному масштабі можуть бути визначені для підтримки прийняття рішень. Локальний показник стійкості можна використовувати для визначення місцевих покращень

показників стійкості. Показник масштабу обслуговування можна назвати показником абсолютної стійкості. Це припускає, що для того, щоб претендувати на абсолютну екологічну стійкість, попит на k -ту ES не повинен перевищувати її пропозицію в масштабі обслуговування. TES-LCA виступає за перехід до взаємовигідного сценарію, за яким ES використовується стабільно як у місцевому масштабі, так і в масштабах обслуговування.

Таким чином, методологія TES-LCA задовольняє дві необхідні, але недостатні умови для абсолютної стійкості [47]:

- 1) необхідний ES не повинен перевищувати екологічну пропускну здатність;
- 2) проблема не повинна бути просто зміщена за межі розглянутого просторово-часового кордону. Таким чином, він забезпечує більш повну оцінку стійкості технологічних альтернатив СТС.

Новизна. Запропонована методологія техніко-екологічної синергії в оцінці життєвого циклу (TES-LCA) модифікує кожен крок у традиційній LCA шляхом явного порівняння попиту та пропозиції ES у кількох просторових масштабах.

Методологічне або загальнонаукове значення. Для автоматизації подібних розрахунків також необхідна обчислювальна структура запропонованої методології TES-LCA. Оскільки TES-LCA є прямим розширенням традиційного LCA, обчислювальна структура TES-LCA також є прямим розширенням традиційного LCA. Він чітко включає екосистеми як модулі, які вводять відходи, що викидаються в результаті технологічної діяльності, і виводять ES, що утилізуються тех-

нологічною діяльністю, разом із модулями процесів у традиційному *LCA*. Рівняння (2) узагальнює обчислювальну структуру *TES-LCA* [48]:

$$\begin{bmatrix} \mathbf{A}_1 & \mathbf{C} \\ \mathbf{D} & \mathbf{S} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \mathbf{m} \\ \mathbf{m}_e \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \mathbf{f} \\ \mathbf{f}_e \end{bmatrix} \quad (2)$$

Ці матриці та вектори визначені для потоків як у СТС, так і в екосистемі. У складній технічній системі *A* – це технологічна матриця, яка вказує на потоки економічних продуктів між технологічними модулями. *D* – це матриця екологічних втручань, яка вказує на використання ресурсів і викиди, пов'язані з одиницею продукту. *m* – вектор масштабних коефіцієнтів для СТС, який визначається розв'язуванням балансових рівнянь $Am = f$, в якому *f* – вектор кінцевих вимог від технологічної мережі. Традиційна інвентаризація життєвого циклу *r* потім складається шляхом застосування $r = Dm$. Це обчислювальна структура традиційного *LCA* на основі процесів, оскільки вона зосереджена лише на технологічних системах.

Обчислювальна структура *TES-LCA* може бути отримана шляхом прямого розширення традиційної *LCA* шляхом визначення додаткових матриць і векторів, які представляють діяльність в екосистемі. *S* – це матриця екосистеми, яка фіксує взаємодію між екологічними системами, що в термінології *TES-LCA* можна інтерпретувати як постачання *ES*. *C* – це матриця управління, яка визначає потреби в управлінні добривами та пестицидами для екосистем, створених людиною. m_e та f_e є векторами коефіцієнтів масштабування та кінцевих вимог екосистем відповідно. m_e можна інтерпретувати як розмір екосистем, тоді як f_e можна інтерпретувати як надмірні потоки втручання, які не можуть бути повністю пом'якшені / відділені екосистемами.

Зауважте, що якщо екологічні компоненти (тобто *C*, *S*, m_e , f_e) виключити з рівняння (2), то обчислювальні структури *TES-LCA* та традиційного *LCA* стануть однаковими. Це свідчить про те, що *TES-LCA* і звичайний *LCA* не конкурують, а доповнюють один одного. Базова обчислювальна структура *TES-LCA* також може бути адаптована для врахування регіональних варіацій [36].

Виклад основного матеріалу. Застосування підходу для сільських територій, що перебувають під впливом складних технічних систем.

Потенційні переваги, які можна отримати за допомогою методології *TES-LCA*, проілюстровано на прикладі оцінки показників стійкості сільських територій, що перебувають під впливом СТС. Це цілком виправдано, оскільки сільськогосподарська діяльність значною мірою залежить від різних *ES*. Доступні різні варіанти вирощування культур, наприклад міські городи та кукурудзяні ферми. Таким чином, першочерговим питанням може бути: як громадські сади впливають на *ES* і як вони порівнюються з комерційними господарствами та іншими

видами використання міської землі, чи сільськогосподарської території в межах приміської території? Іншими словами, якщо є ділянка міської землі, як ми маємо вирішувати її використання на основі синергії *ES* та компромісів?

Повний життєвий цикл діяльності сільських територій, що перебувають під впливом СТС включає такі етапи, як виробництво сировини для сільського господарства, саме землеробство, подальша обробка та розподіл. Це дослідження зосереджено лише на етапі ведення сільського господарства, де *ES* є найбільш актуальним порівняно з іншими етапами. Якщо розглядати пропозицію та попит на *ES* впродовж життєвого циклу, процедури, розроблені Liu та Bakshi, можуть бути використані для збору даних інвентаризації [3].

Таблиця 2

***ES*, розглянуті в цьому прикладі**

ES приклади	Попит	Постачання
Поглинання вуглецю	Втрати CO ₂ з ґрунту та викиди від сільськогосподарських операцій	Вміст вуглецю рослинних залишків, закладених у ґрунт
Забезпечення водою	Випаровування та зрошення	Природні опади
Регулювання якості води	Забруднювачі води, напр. N і P стік добрив	Самоочисна здатність водойми
Продовольче забезпечення	Суспільні потреби	Польова врожайність

Відповідні *ES*, які розглядаються в цьому прикладі, включають врожайність (тобто забезпечення їжею), поглинання вуглецю, забезпечення водою та регулювання якості води. Попит і пропозиція вищезазначених *ES* наведені в таблиці 2. Ці компоненти кількісно визначені моделлю інтегрованого клімату *Environmental Policy Integrated Climate (EPIC)* [49].

Моделювання моделі EPIC. Модель *EPIC* передбачає комбінований вплив управлінських рішень, місцевої погоди та ґрунтових умов на рух води, ґрунту, поживних речовин і пестицидів [49]. Щоб використовувати *EPIC*, необхідно визначити схеми управління для різних альтернатив землеробства в умовах міста, які включають графік посіву та збирання врожаю, а також тип, час і кількість пестицидів і добрив для застосування. Для комерційного землеробства рекомендовані практики можна отримати з Дослідження управління сільськогосподарськими ресурсами (*Agricultural Resource Management Survey (ARMS)*) [50]. Стосовно громадських садівників, оскільки їх основною метою є не продаж продукції заради прибутку, вони можуть не дотримуватися рекомендованих практик. У цьому дослідженні передбачається, що практики управління за замовчуванням, надані в моделі *EPIC*, використовуються громадськими садівниками.

Модель EPIC також потребує погодних і кліматичних даних щодо сонячної радіації, температури, опадів, відносної вологості та швидкості вітру [51, 52, 53]. Крім того, EPIC потребує даних про ґрунти, включаючи типи ґрунтів, структуру, фізичні та хімічні властивості [54]. Модель видає результати щодо врожайності, циклу вуглецю, циклу поживних речовин і гідрологічного циклу.

Для громадських садів зроблено кілька додаткових припущень: по-перше, не застосовуються механічні операції, що призводить до відсутності споживання палива; по-друге, практикується землеробство, тому зрошення не потрібне (тобто потреба у водному забезпеченні ES складається лише з випаровування врожаю). Ці припущення є обґрунтованими через основну мету громадського садівництва. Крім того, у цьому дослідженні кукурудзяні ферми використовуються як проксі для міських ферм. Це цілком виправдано, оскільки отримання даних для різних видів сільського господарства в містах є складним завданням і є частиною поточних досліджень.

Було визначено різні показники ES для порівняння альтернатив сільських територій, що перебувають під впливом складних технічних систем та розуміння синергії та компромісів ES. Порівняння можна проводити на 1 га міської землі.

На рис. 2 наведено врожайність кукурудзи з гектара (га) землі для трьох агротехнічних прийомів. Оскільки промислове землеробство дотримується рекомендованої практики, яка передбачає вищі норми внесення добрив, воно має вищу врожайність. Урожайність з га комерційної ферми кукурудзи в три рази вища, ніж у невеликих ферм із звичайним обробітком ґрунту.

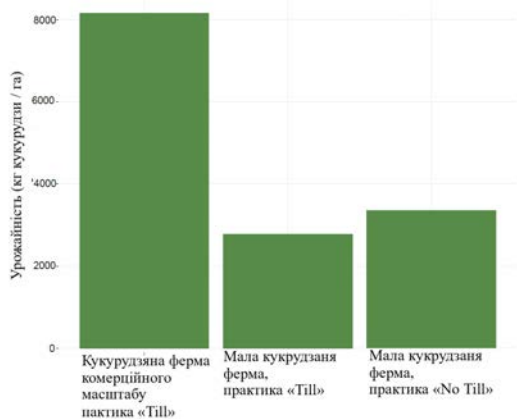


Рис. 2. Екосистемна послуга (ES) – забезпечення продовольством

Однак, як показано на рис. 3, комерційні ферми також мають більший стік поживних речовин. Комерційні ферми мають майже вдвічі більший стік нітратів, ніж невеликі ферми. Це розумно, оскільки добрива можуть підвищити врожайність, але над-

мірне внесення добрив може призвести до більшого стоку. Крім того, вартість комерційного землеробства буде вищою через використання додаткової техніки та палива, а також більші матеріальні затрати (наприклад, добрива, пестициди).

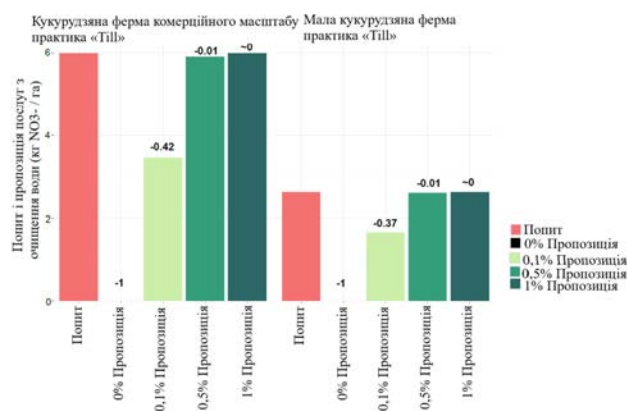


Рис. 3. Екосистемна послуга (ES) – очищення води (числові значення позначають розраховані значення v_k для кожного сценарію постачання)

Рис. 3 також показує, що постачання води в результаті регулювання якості води ES дорівнює нулю, оскільки ці забруднювачі води не можуть бути пом'якшені самою сільськогосподарською землею (тобто сценарій 0% пропозиції). Постачання ES було б доступним, якби частину землі використовували для будівництва водно-болотних угідь, які забезпечують регулювання якості води ES. У цьому конкретному дослідженні передбачається, що 0,1%, 0,5% і 1% сільськогосподарських угідь можна використовувати для відведення водно-болотних угідь. Для визначення здатності видалення поживних речовин на основі моделі першого порядку в стаціонарному стані було застосовано модель водно-болотних угідь для обробки поверхневого потоку вільної води [55]:

$$\frac{C_0}{C_i} = e^{-K_T t}$$

$$K_T = 1,15^{T-20} \tag{3}$$

$$t = \frac{A \epsilon t}{Q}$$

де C_0 та C_i – концентрація поживних речовин у відтоці та припливі відповідно. K_T – константа швидкості з одиницею добу⁻¹, виміряна в T , яка представляє температуру поверхні води. У цьому дослідженні припускається, що T дорівнює 20°C, тому $K_T = 1$. A (одиниця виміру: м²) – це площа водно-болотних угідь; s – пористість шару (приймається рівною 0,42); h (одиниця вимірювання: м) – глибина заболочених ділянок (прийнято 0,6 м); Q (одиниця виміру: м³/добу) – швидкість гідравлічного навантаження. З моделюванням поверхневої води (тобто Q) і стоку поживних речовин за допомогою EPIC можна розрахувати C_i . Значення A залежить від того, скільки

сільськогосподарських угідь використовується під болота. Рис. 3 показує, що з 0,5% землі, яка використовується під болота, майже весь стік нітратів може бути очищений.

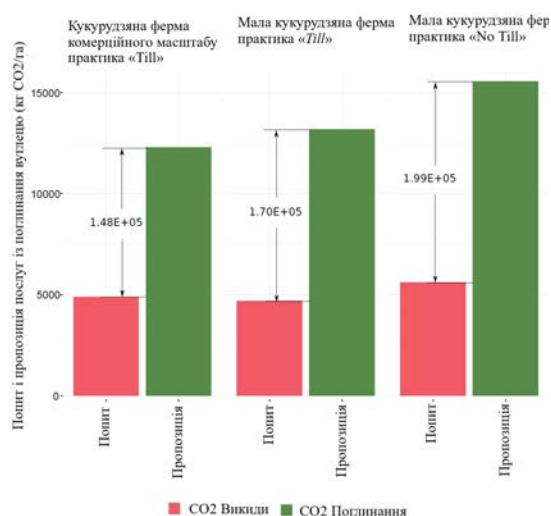


Рис. 4. Екосистемна послуга (ES) – поглинання вуглецю (числові значення позначають чисте поглинання вуглецю в одиницях кг CO₂/га)

На рис. 4 зображено результат ES – поглинання вуглецю. З точки зору дрібного землеробства, практика «No Till» є гіршою з точки зору попиту, яка прийнята звичайним LCA. Практика «No Till» – це сучасна модель обробки ґрунту, при якій ґрунт не обробляється традиційним, механічним і звичним для нас способом за допомогою оранки, а вкривається мульчею (подрібненими залишками рослинних культур). «Нульовий» спосіб землеробства не слід сприймати спрощено, лише як відмова від оранки, оскільки даний метод – це в першу чергу складна технологічна модель, яка потребує особливих знань і наявності висококваліфікованих фахівців і спеціальної техніки, тому позитивний ефект від її застосування можна отримати, лише використовуючи комплексний і системний підхід. Тим не менш, на практиці доведено, що застосування практики «No-Till» дозволяє істотно знизити витрати на сільськогосподарські роботи, оскільки при цьому методи обробки полів знижуються трудовитрати і економиться значна частина дорогих ресурсів.

Однак, якщо розглядати постачання ES, то практика «No-Till» є кращим, ніж звичайна практика «Till», про що свідчить більша чиста величини поглинання вуглецю. Можна також зробити висновок, що діяльність з вирощування кукурудзи на місцевому рівні є стійкою, оскільки пропозиція ES перевищує попит на неї. Тим не менш, абсолютна стабільність поглинання вуглецю все ще не може бути заявлена, оскільки це має бути визначено на глобальному рівні. Абсолютні показники стійкості можна розрахувати відповідно до методології, розробленої Liu та Bakshi для оцінки використання ES у масштабі обслуговування [3].

Головні висновки. Розуміння синергії та компромісів ES має важливе значення для прийняття комплексного рішення в контексті складних технічних систем. Методологію TES-LCA можна використовувати в такому контексті для розробки індикаторів ES, які можуть полегшити порівняння між різними альтернативами.

Перспективи використання результатів дослідження. Майбутня робота включає розгляд додаткових ES, таких як запилення та родючість ґрунту. Потрібні систематичні методи правильного визначення компонентів попиту та пропозиції на ці послуги.

Крім того, оскільки існують компроміси ES між різними альтернативами, може знадобитися розробити схему агрегування. Потенційні методи включають використання вагових коефіцієнтів або перетворення потоків ES у грошові одиниці. Крім цих фізичних індикаторів, соціальні індикатори, такі як переваги мешканців, також повинні бути включені для підтримки остаточного прийняття рішень.

Подяка. Цю роботу підготовлено завдяки грантовій підтримці Національного Фонду Досліджень України, реєстраційний номер проєкту 0123U103529 (2022.01/0009) «Оцінювання та прогнозування загроз відбудові та сталому функціонуванню об'єктів критичної інфраструктури» за конкурсом «Наука для відбудови України у воєнний та повоєнний періоди».

Публікація містить результати досліджень, проведених у рамках НДР «Економіка деградації земель унаслідок війни та їх повоєнного відновлення: інноваційні практики сталого управління аграрним природокористуванням», № д. р. 0124U000518.

Література

- Bakshi, B. R., Ziv, G., Lepech, M. D., 2015. Techno-ecological synergy: A framework for sustainable engineering. *Environmental Science & Technology* 49(3): 1752–1760.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., De Vries, W., De Wit, C. A., Folke, C., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347(6223): 1259855.
- Liu, X., Bakshi, B. R., 2018. Ecosystem Services in Life Cycle Assessment while Encouraging TechnoEcological Synergies. *Journal of Industrial Ecology*. DOI: <https://doi.org/10.1111/jiec.12755>
- Blanco, C.F., Marques, A., 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. *Ecosyst. Serv.* 30, 211–219. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.11.011>
- Callesen, I., 2016. Biodiversity and ecosystem services in life cycle impact assessment – inventory objects or impact categories? *Ecosyst. Serv.* 22, 94–103. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.021>

6. Othoniel, B., Rugani, B., Heijungs, R., Benetto, E., Withagen, C., 2016. Assessment of life cycle impacts on ecosystem services: promise, problems, and prospects. *Environ. Sci. Technol.* 50, 1077–1092. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03706>
7. Rugani, B., Maia de Souza, D., Weidema, B.P., Bare, J., Bakshi, B., Grann, B., Johnston, J. M., Pavan, A.L.R., Liu, X., Laurent, A., Veronesi, F., 2019. Towards integrating the ecosystem services cascade framework within the Life Cycle Assessment (LCA) cause-effect methodology. *Sci. Total Environ.* 690, 1284–1298. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.023>
8. Baumann, H., Tillman, A.-M., 2004. *The Hitch Hiker's Guide to LCA: an Orientation in Life Cycle Assessment Methodology and Application*. Studentlitteratur, Lund.
9. Koellner, T., Geyer, R., 2013. Global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 1185–1187. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0580-6>
10. Pavan, A.L.R., Ometto, A.R., 2018. Ecosystem services in life cycle assessment: a novel conceptual framework for soil. *Sci. Total Environ.* 643, 1337–1347. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.191>
11. Schaubroeck, T., Alvarenga, R.A.F., Verheyen, K., Muys, B., 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. *Environ. Sci. Technol.* 47, 13578–13586. <https://doi.org/10.1021/es4046633>
12. Zhang, Y.I., Singh, S., Bakshi, B.R., 2010. Accounting for ecosystem services in life cycle assessment part I: a critical review. *Environ. Sci. Technol.* 44, 2232–2242. <https://doi.org/10.1021/es9021156>
13. Dewulf, J., Benini, L., Mancini, L., Sala, S., Blengini, G.A., Ardente, F., Recchioni, M., Maes, J., Pant, R., Pennington, D., 2015. Rethinking the area of protection «natural resources» in life cycle assessment. *Environ. Sci. Technol.* 49, 5310–5317. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00734>
14. Arbault, D., Rivi`ere, M., Rugani, B., Benetto, E., Tiruta-Barna, L., 2014. Integrated earth system dynamic modeling for life cycle impact assessment of ecosystem services. *Sci. Total Environ.* 472, 262–272. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.099>
15. Brand`ao, M., i Canals, L.M., 2013. Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 1243–1252. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0381-3>
16. Cao, V., Margni, M., Favis, B.D., Desch`enes, L., 2015. Aggregated indicator to assess land use impacts in life cycle assessment (LCA) based on the economic value of ecosystem services. *J. Clean. Prod.* 94, 56–66. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.041>
17. Koellner, T., Baan, L., Beck, T., Brand`ao, M., Civit, B., Margni, M., Canals, L.M., Saad, R., Souza, D.M., Müller-Wenk, R., 2013. UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 1188–1202. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0579-z>
18. Saad, R., Koellner, T., Margni, M., 2013. Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 1253–1264. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0577-1>
19. Zhang, Y.I., Anil, B., Bakshi, B.R., 2010. Accounting for ecosystem services in life cycle assessment part II: toward an ecologically based LCA. *Environ. Sci. Technol.* 44, 2624–2631. <https://doi.org/10.1021/es900548a>
20. Crenna, E., Sala, S., Polce, C., Collina, E., 2017. Pollinators in life cycle assessment: towards a framework for impact assessment. *J. Clean. Prod.* 140, 525–536. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.058>
21. Maia de Souza, D., Lopes, G.R., Hansson, J., Hansen, K., 2018. Ecosystem services in life cycle assessment: a synthesis of knowledge and recommendations for biofuels. *Ecosyst. Serv.* 30, 200–210. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.02.014>
22. Zeug, W., Bezama, A., Thr`an, D., 2021. A framework for implementing holistic and integrated life cycle sustainability assessment of regional bioeconomy. *Int. J. Life Cycle Assess.* 26, 1998–2023. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01983-1>
23. Alejandre, E.M., van Bodegom, P.M., Guin`ee, J.B., 2019. Towards an optimal coverage of ecosystem services in LCA. *J. Clean. Prod.* 231, 714–722. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.284>
24. Othoniel, B., Rugani, B., Heijungs, R., Beyer, M., Machwitz, M., Post, P., 2019. An improved life cycle impact assessment principle for assessing the impact of land use on ecosystem services. *Sci. Total Environ.* 693 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.180>
25. Pascual, U., Palomo, I., Adams, W.M., Chan, K.M.A., Daw, T.M., Garmendia, E., G`omez– Baggethun, E., De Groot, R.S., Mace, G.M., Martín-L`opez, B., Phelps, J., 2017. Off-stage ecosystem service burdens: a blind spot for global sustainability. *Environ. Res. Lett.* 12 <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa7392>
26. VanderWilde, C.P., Newell, J.P., 2021. Ecosystem services and life cycle assessment: a bibliometric review. *Resour. Conserv. Recycl.* 169, 105461 <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105461>
27. Braat, L.C., de Groot, R., 2012. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosyst. Serv.* 1, 4–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.011>
28. Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., Grasso, M., 2017. Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go? *Ecosyst. Serv.* 28, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>
29. de Groot, R., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 7, 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
30. Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol. Econ.* 68, 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
31. Seppelt, R., Dormann, C.F., Eppink, F.V., Lautenbach, S., Schmidt, S., 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *J. Appl. Ecol.* 48, 630–636. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x>
32. Seppelt, R., Fath, B., Burkhard, B., Fisher, J.L., Gr`et-Regamey, A., Lautenbach, S., Pert, P., Hotes, S., Spangenberg, J., Verburg, P.H., van Oudenhoven, A.P.E., 2012. Form follows function? Proposing a blueprint for ecosystem service assessments based on reviews and case studies. *Ecol. Indicat.* 21, 145–154. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.003>
33. Vihervaara, P., Ronka, M., Walls, M., 2010. Trends in ecosystem service research: early steps and current drivers. *Ambio* 39, 314–324.

34. Weidema, B.P., Schmidt, J., Fantke, P., Pauliuk, S., 2018. On the boundary between economy and environment in life cycle assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 23, 1839–1846. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1398-4>
35. Liu, X., Ziv, G., Bakshi, B.R., 2018. Ecosystem services in life cycle assessment – Part 1: a computational framework. *J. Clean. Prod.* 197, 314–322. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.164>
36. Liu, X., Ziv, G., Bakshi, B.R., 2018. Ecosystem services in life cycle assessment – Part 2: adaptations to regional and serviceshed information. *J. Clean. Prod.* 197, 772–780. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.283>
37. De Luca Peˆna, L.V., Taelman, S.E., Prˆeat, N., Boone, L., Van der Biest, K., Custˆodio, M., Hernandez Lucas, S., Everaert, G., 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. *Sci. Total Environ.* 808, 152125 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152125>
38. D’Amato, D., Gaio, M., Semenzin, E., 2020. A review of LCA assessments of forest-based bioeconomy products and processes under an ecosystem services perspective. *Sci. Total Environ.* 706, 135859 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135859>
39. Persson, L., Arvidson, A., Lannerstad, M., Lindskog, H., Morrissey, T., Nilsson, L., Noel, S., Senyagwa, J., 2010. Impacts of Pollution on Ecosystem Services for the Millennium Development Goals. Stockholm Environment Institute.
40. Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R.S., Diaz, S., Dietz, T., Duraipappah, A.K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H.M., Perrings, C., Reid, W.V., Sarukhan, J., Scholes, R.J., Whyte, A., 2009. Science for managing ecosystem services: beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 106, 1305–1312. <https://doi.org/10.1073/pnas.0808772106>
41. Cord, A.F., Bartkowski, B., Beckmann, M., Dittrich, A., Hermans-Neumann, K., Kaim, A., Lienhoop, N., Locher-Krause, K., Priess, J., Schrˆoter-Schlaack, C., Schwarz, N., Seppelt, R., Strauch, M., Vˆaclavik, T., Volk, M., 2017. Towards systematic analyses of ecosystem service trade-offs and synergies: main concepts, methods and the road ahead. *Ecosyst. Serv.* 28, 264–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.012>
42. Schˆagner, J.P., Brander, L., Maes, J., Hartje, V., 2013. Mapping ecosystem services’ values: current practice and future prospects. *Ecosyst. Serv.* 4, 33–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.003>
43. Qiu, J., Carpenter, S.R., Booth, E.G., Motew, M., Kucharik, C.J., 2020. Spatial and temporal variability of future ecosystem services in an agricultural landscape. *Landsc. Ecol.* 35, 2569–2586. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01045-1>
44. Lueddeckens, S., Saling, P., Guenther, E., 2020. Temporal issues in life cycle assessment—a systematic review. *Int. J. Life Cycle Assess.* 25, 1385–1401. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01757-1>
45. Pignˆe, Y., Gutiˆerrez, T.N., Gibon, T., Schaubroeck, T., Popovici, E., Shimako, A.H., Benetto, E., Tiruta-Barna, L., 2020. A tool to operationalize dynamic LCA, including time differentiation on the complete background database. *Int. J. Life Cycle Assess.* 25, 267–279. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01696-6>
46. Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C. S., 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, 557–581. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711>
47. Bakshi, B. R., Gutowski, T. G., Sekulic, D. P., 2018. Claiming Sustainability: Requirements and Challenges. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering* 6(3): 3632–3639.
48. Assessment Part 1: A Computational Framework. *Journal of Cleaner Production* 197(P1): 314-322. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.06.164
49. Environmental policy integrated climate model. Accessed August 2018. <https://epicapex.tamu.edu/epic/>
50. 50 ARMS Farm Financial and Crop Production Practices. Accessed August 2018. <https://data.ers.usda.gov/reports.aspx?ID=17883>
51. National Aeronautics and Space Administration Prediction of World-wide Energy Resource Project Data Sets. Accessed August 2018. <https://power.larc.nasa.gov/>
52. Global Wind Atlas. Accessed August 2018. <https://globalwindatlas.info/>
53. Beaumont Research Center iAIMS Climatic Data. Accessed August 2018. <https://beaumont.tamu.edu/climaticdata/WorldMap.aspx>
54. Web Soil Survey. Accessed August 2018. <https://websoilsurvey.sc.egov.usda.gov/App/HomePage.htm>
55. Kadlec, R.H., 1997. Deterministic and stochastic aspects of constructed wetland performance and design. *Water Science and Technology* 35(5): 149–156.