

РУДА МАРІЯ

Національний університет «Львівська політехніка»
<https://orcid.org/0000-0003-0590-4589>
e-mail: maria.v.ruda@lpnu.ua

ДЖУМЕЛЯ ЕЛЬВІРА

Національний університет «Львівська політехніка»
<https://orcid.org/0000-0003-3146-8725>
e-mail: elvira.a.dzhumelia@lpnu.ua

ПАСЛАВСЬКИЙ МИХАЙЛО

Національний лісотехнічний університет України
<https://orcid.org/0000-0003-1635-4340>
e-mail: mykhailo.paslavskiy@ntu.edu.ua

СОКОЛОВ СЕРГІЙ

Луганський національний університет ім. Тараса Шевченка
<https://orcid.org/0000-0001-9704-0938>
e-mail: sergiysokolov1967@gmail.com

ПАСЛАВСЬКИЙ ЮРІЙ

Національний лісотехнічний університет України
e-mail: yuriy.paslavskyy@ntu.edu.ua

МОДЕЛЮВАННЯ ВПЛИВУ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ НА ОЦІНКУ ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ МЕТОДОМ КІНЦЕВОЇ ТОЧКИ

Коефіцієнти характеристик і рамки, розроблені в цій статті, описують відносний внесок впливу зайнятості землекористуванням та зміни у землекористуванні (як об'єкта потоку інвентаризації) у пошкодженні екосистемних послуг, вимірюваного в біофізичних одиницях. Узагальнені коефіцієнти характеристик та рамки базуються на зв'язку цих нових середніх категорій впливу з трьома традиційними зонами захисту, що стосуються здоров'я людини, природного середовища (часто називають «якістю екосистеми») та природних ресурсів. Цей проміжний підхід додає більше «шуму» існуючим протоколам методики оцінки життєвого циклу, потенційно зменшуючи легкість інтерпретації особами, які приймають рішення. Підхід на основі кінцевої точки, хоч і передбачає компроміс навколо підвищених вимог до даних для практиків, забезпечить легше розуміння тим, хто приймає рішення. У цій статті пропонується підхід для включення чистих змін постачання екосистемних послуг, як впливу на кінцеву точку в нових трьох зонах захисту в оцінці життєвого циклу. Ця пропозиція базується на опрацьованій літературі, яка вивчає потенціал для включення екосистемних послуг в методиці оцінки життєвого циклу, і намагається усунути деякі обмеження існуючих підходів. Моделювання впливу вітроенергетичної установки на постачання екосистемних послуг в методику оцінки життєвого циклу має враховувати як використання постачання екосистемних послуг для асиміляції викидів, так і зміну постачання екосистемних послуг через стрес та/або трансформацію просторово-часової геосистеми. Представлений тут підхід забезпечує платформу для цього. Хоча запропонована концептуальна основа готова до застосування, є деякі проблеми. Вони стосуються того, яку саме екосистемну послугу слід включити, як зважити різні екосистемні послуги та впливи, а також створення бази даних впливів екосистемних послуг для фонових процесів. Запропонована структура потребує більше даних і досліджень для розробки специфічних для екосистемних послуг просторово-часової геосистеми коефіцієнту характеристики перетворення результатів інвентаризації життєвого циклу в загальну одиницю показників категорії впливу, але може спиратися на існуючий природний капітал та інструменти моделювання оцінки екосистемних послуг і дані для цього.

Ключові слова: моделювання, стійкість, життєвий цикл, екосистемні послуги, складна технічна система, зони захисту, потенційно уражена фракція, потенційно зникла фракція.

RUDA MARIA

Lviv Polytechnic National University

DZHUMELIA ELVIRA

Lviv Polytechnic National University

PASLAVSKYI MYKHAILO

Ukrainian National Forestry University

SOKOLOV SERGIY

Luhansk Taras Shevchenko National University

PASLAVSKYI YURIY

Ukrainian National Forestry University

MODELING THE IMPACT OF ECOSYSTEM SERVICES ON LIFE CYCLE ASSESSMENT USING THE END POINT

The characterization coefficients and framework developed in this paper describe the relative contribution of the effects of land-use occupation and land-use change (as an inventory flow entity) to ecosystem service damage measured in biophysical units. Generalized performance factors and frameworks are based on the relationship of these new average impact categories to the three traditional protection zones of human health, the natural environment (often referred to as «ecosystem quality») and natural resources. This intermediate approach adds more «noise» to existing life cycle assessment methodology protocols, potentially reducing the ease of interpretation by decision makers. An endpoint-based approach, while involving trade-offs around increased data requirements for practitioners, will provide easier understanding for decision makers. This paper proposes an approach to include net changes in ecosystem service supply as endpoint impacts in the new three protection zones in life cycle assessment. This proposal is based on the literature reviewed, which examines the potential for incorporating ecosystem services into life

cycle assessment methodologies, and attempts to address some of the limitations of existing approaches. Modeling the impact of a wind power plant on the supply of ecosystem services in the life cycle assessment methodology should take into account both the use of the supply of ecosystem services for the assimilation of emissions, and the change in the supply of ecosystem services due to stress and/or transformation of the spatio-temporal geosystem. The approach presented here provides a platform for doing so. Although the proposed conceptual framework is ready for application, there are some challenges. They address which ecosystem service to include, how to weigh different ecosystem services and impacts, and building a database of ecosystem service impacts for background processes. The proposed framework requires more data and research to develop a spatio-temporal geosystem ecosystem service-specific characteristic factor to convert life cycle inventory results into a common unit of impact category indicators, but can build on existing natural capital and ecosystem service assessment modeling tools and data to do so.

Keywords: modeling, sustainability, life cycle, ecosystem services, complex technical system, protection zones, potentially affected fraction, potentially extinct fraction.

Постановка проблеми

Виявлення шляхів підвищення стійкості складних технічних систем (СТС) за допомогою інструментів оцінки стійкості, таких як методика оцінки життєвого циклу (ОЖЦ), потребує широкого набору показників, які демонструють впливи по відношенню до меж планети [1]. Деякі автори стверджують, що включення екосистемних послуг (ЕП) в методику ОЖЦ для розширення діапазону використовуваних показників є ключовою частиною оцінки зменшення впливу з боку СТС на навколишнє природне середовище [2–4]. Екосистемні послуги (ЕП) – це всі корисні ресурси та вигоди, які людина може отримати від природи. Від екосистемних послуг залежить задоволення фундаментальних потреб людини в середовищі існування й продуктах харчування, а отже від них прямо залежить рівень нашого життя. Таке бачення визнають науковці і політики більшості держав світу. У документі ООН «*Millenium Ecosystem Assessment*» екосистемні послуги прямо називають «прямим і непрямим внеском екосистем у добробут людини» [5].

Актуальність дослідження

Концепція екосистемних послуг визначає взаємозв'язок між людиною, та природою а також суспільну залежність від функціональних аспектів екосистем [6], а самі ЕП розуміють як численні переваги, які люди отримують від екологічних функцій і процесів, що відбуваються в екосистемі [7]. Оцінка забезпечення ЕП 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 [8]. Включення ЕП до методики ОЖЦ дозволяє оцінити не лише навантаження з боку СТС на просторово-часову геосистему (ПЧГ), але й вплив цих навантажень.

ПЧГ – система, якій характерна структурно-функціональна єдність взаємозв'язаних компонентів і цілісність біотичної та абіотичної складових. Біотична складова наколишнього середовища об'єднана у ландшафтний комплекс (ЛК), що складається з підсистем різних рівнів організації і великої кількості різноманітних ярусів, між якими існують тісні матеріально-енергетичні та ієрархічні зв'язки (компарменти). Боржавські Полонини Східних флішових Карпат за означенням відносять до ПЧГ Карпатських гірських лісів.

На відміну від оцінок ЕП, які значною мірою залежать в екосистемі, методи ОЖЦ зазвичай мають широкі межі системи та враховують різноманітний набір впливів від СТС, які можуть завдати шкоди за трьома зонами захисту (ТЗЗ) у різних масштабах, включаючи віддалені непрямі впливи від видобутку ресурсів, зміни у землекористуванні або експлуатації землі [9]. Етап оцінки впливу в методиці ОЖЦ має бути розширений, щоб включити вплив на постачання ЕП як більш повного засобу оцінки впливу СТС та просторово-часову геосистему [10]. Широко поширена інтеграція ЕП в методику ОЖЦ є недостатньою [11], особливо щодо методів інтеграції ЕП на етапі оцінки впливу в методиці ОЖЦ [12]. Ряд авторів, які досліджували деякі концептуальні проблеми інтеграції екосистемних послуг та методику ОЖЦ, які впливають із характеристик самих екосистемних послуг [2, 4].

Тривають дебати, які підтримують інтеграцію ЕП в методику ОЖЦ та навколо того, як і де ЕП слід розташувати в причинно-наслідкових ланцюгах ОЖЦ [13, 4]. Стандартизовані методи *ISO* ОЖЦ 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 [14]. 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 ЕП як середню категорію впливу [3, 15] чи категорію кінцевої точки впливу [13]. Додаткова цінність моделювання на основі кінцевих впливів полягає в тому, що вони кількісно визначають відносну значущість середніх категорій впливу ОЖЦ шляхом інвентаризації фактичної шкоди, яку вони завдають екосистемам, здоров'ю людей і природним ресурсам, а не лише їхній потенціал завдати шкоди.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями

Більшість поточних підходів до інтеграції ЕП в ОЖЦ ґрунтується на зв'язку потоків інвентаризації (таких як експлуатація та трансформація землі) з пошкодженням ЕП як нових середніх категорій впливу. Існуючі дослідження дозволяють використовувати методології та регіональні коефіцієнти характеристик (КХ) для впливу землекористування та зміни землекористування на ЕП (включаючи виробництво живої речовини, регулювання клімату, регулювання прісної води, регулювання ерозії та очищення води) для включення до існуючих протоколів ОЖЦ [3, 16-17]. Ключовим обмеженням цих досліджень є невелика кількість ЕП, для яких були розроблені модельні характеристики. Подальші обмеження стосуються зосередженості виключно

на погіршенні постачання ЕП просторово-часовими геосистемами та землекористуванням як основною рушійною силою впливу ЕП. Ця робота була об'єднана загальними структурами для інтеграції ЕП та ОЖЦ та метриками, які можна використовувати для моделювання контекстно-залежних КХ для широких категорій ЕП [14, 18].

Коефіцієнти характеристик і рамки, розроблені в цій статті, описують відносний внесок впливу зайнятості землекористуванням та зміни у землекористуванні (як об'єкта потоку інвентаризації) у пошкодженні ЕП, виміряного в біофізичних одиницях. Узагальнені КХ та рамки базуються на зв'язку цих нових середніх категорій впливу з трьома традиційними ТЗЗ, що стосуються здоров'я людини, природного середовища (часто називають «якістю екосистеми») та природних ресурсів [16]. Цей проміжний підхід додає більше «шуму» існуючим протоколам методики ОЖЦ, потенційно зменшуючи легкість інтерпретації особами, які приймають рішення. Підхід на основі кінцевої точки, хоч і передбачає компроміс навколо підвищених вимог до даних для практиків, забезпечить легше розуміння тим, хто приймає рішення.

Зрозуміло, що середні точки ОЖЦ описують екологічні «проблеми», а кінцеві точки ОЖЦ описують шкоду, спричинену цими проблемами [19]. Екосистемні послуги – це переваги, які люди отримують від функціонування екосистем [6, 20], а оцінка постачання ЕП використовується для розуміння впливу антропогенного збитку на екосистеми та їх функції шляхом вимірювання змін у вигодах, створених цими функціями екосистеми. Дотримуючись аргументації, згідно з якою кінцеві точки ОЖЦ описують пошкодження, доцільніше, щоб впливи на ЕП моделювалися як категорія впливу кінцевої точки. Це пов'язано з тим, що ЕП не є екологічною «проблемою» самі по собі і не відповідають визначенню середніх впливів ОЖЦ, скоріше, їм завдають шкоди екологічні проблеми, кількісно визначені за допомогою моделювання середньої точки ОЖЦ. Хоча може бути доцільним включити ЕП як проміжні впливи та пов'язати їх з існуючими ТЗЗ (наприклад, зміни в забезпеченні ЕП можуть завдати шкоди здоров'ю людини), можливо, ЕП є більш доречними як категорії впливу на кінцеву точку.

Аналіз останніх досліджень та публікацій

Деякі автори підтримують включення ЕП як частину моделювання кінцевої точки ОЖЦ як кращого засобу кількісної оцінки відносної значущості впливу діяльності людини на екосистеми шляхом моделювання шкоди забезпеченню ЕП від існуючих шляхів впливу ОЖЦ [13]. Метод екологічних пріоритетних стратегій (ЕПС) включає низку індикаторів кінцевих точок для шкоди екосистемним послугам (наприклад, забезпечення ЕП, включаючи «виробництво їжі» та культурні ЕП, включаючи «якісний час»), однак вони є загальними нерегіоналізованими чинниками характеристик для обмеженого діапазону ЕП, які не враховують просторову неоднорідність пропозиції ЕП. Деякі автори також пропонують грошові значення пропозиції ЕП як індикаторів кінцевої точки для моделювання впливу ЕП. Однак, грошові значення є лише засобом нормалізації продуктивності в діапазоні категорій ЕП з різними біофізичними одиницями, вони не представляють єдиної точки в причинно-наслідковому ланцюгу. Облік шкоди «потокам» ЕП може бути відповідним способом представлення точки далі в причинно-наслідковому ланцюгу. Потоки ЕП описують момент, коли переваги, створені функціями екосистеми, фактично впливають на добробут людини через використання або видобуток. Моделювання потоків ЕП вимагає розуміння цього використання людиною або «попиту», і без нього неможливо оцінити шкоду, завдану добробуту людей [7, 21]. Але цей підхід також не відповідає диференціації між середніми та кінцевими точками ОЖЦ. Отже, існує потреба в розробці адаптивного підходу моделювання кінцевої точки для пошкодження ЕП в ОЖЦ, який базується на існуючих середніх стресових факторах для формалізації впливу кінцевої точки на ЕП і використовує КХ з просторовою прив'язкою.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття.

Вплив СТС на просторово-часову геосистему найчастіше моделюється на рівні кінцевої точки в рамках ТЗЗ «якості екосистеми» з використанням показників «потенційно уражена фракція» (*PAF*) або «потенційно зникла фракція» (*PDF*). Ці індикатори описують реакцію видів на небезпечні концентрації екологічних стресорів або потенційне зникнення видів у певному просторовому та часовому масштабі, викликане екологічним стресором відповідно. *Callesen I.* [13] стверджує, що ТЗЗ якості екосистеми відображає лише внутрішню цінність аспектів біорізноманіття екосистем, які є виснаженими, а в деяких випадках їхня шкода є незворотною. Існуюча ТЗЗ якості ПЧГ нехтує утилітарними цінностями функцій екосистеми та перевагами, які вони надають суспільству (або ЕП). У той час як біорізноманіття та ЕП нерозривно пов'язані, внутрішня та інструментальна цінність ПЧГ є двома різними питаннями, що викликають соціальне занепокоєння. Збиток від ЕП не обов'язково відповідає існуючим індикаторам кінцевої точки, таким як *PAF* або *PDF*, тому важливо, щоб ці показники не були єдиною мірою, яка використовується для оцінки впливу СТС на ПЧГ, а також збиток від ЕП не моделювався за їх допомогою в ОЖЦ.

Новизна. Потенційне зникнення видів є однією з форм шкоди, спричиненої деякими СТС, але функції ПЧГ, які є основою для добробуту людини через надання ЕП, зазнають впливу стресових факторів із СТС задовго до того, як види вимирають [5, 13]. Отже, *Callesen I.* [13] стверджує, що біорізноманіття та ЕП мають бути двома окремими ТЗЗ. *Verones* та ін. повторюють це, але дотримуються іншої аргументації, стверджуючи, що ТЗЗ «якості екосистеми» не повинен охоплювати ЕП. Це тому, що якість екосистеми охоплює внутрішні цінності (пов'язані з біорізноманіттям), тоді як ЕП охоплюють інструментальні цінності. Диференціація цих аспектів біорізноманіття та ЕП під час оцінки внеску життєвого циклу продукту в екологічну шкоду є

важливою для визначення компромісів між впливами. Отже, аспекти ЕП слід оцінювати за власним ТЗЗ з власними незалежними індикаторами кінцевої точки, а не відповідно до існуючої ТЗЗ якості екосистеми та індикаторів кінцевої точки.

Методологічне або загальнонаукове значення

Ключові питання для моделювання кінцевих точок екосистемних послуг

Існують дві важливі проблеми для кінцевого моделювання впливів ЕП в ОЖЦ: 1) Моделювання шляху від середніх впливів до впливу на постачання ЕП. 2) Представлення кількох взаємозв'язків між СТС (на яких фокусується ОЖЦ) і ЕП.

Включення ЕП як індикатора кінцевої точки потребує додаткових характеристик для агрегування шкоди ПЧГ окремих середніх індикаторів на більш високому рівні вздовж причинно-наслідкового ланцюга впливу з боку СТС. Для цього потрібен підхід до моделювання, який не відрізняється кардинально від запропонованого низкою авторів [15-16], за винятком того, що землекористування, яке було в центрі більшої частини ранньої інтеграції ЕП в методику ОЖЦ, є лише одним із потенційних «стресорів», які можуть вплинути на надання ЕП з боку ПЧГ.

Деякі автори досліджували зв'язки між ширшим набором категорій ЕП і середніми категоріями впливу ОЖЦ [15] і дійшли висновку, що вплив землекористування є найбільш багатообіцяючою сферою для дослідження факторів характеристики кінцевої точки ЕП. Проте, ймовірно, інші середні категорії впливу, крім землекористування, можуть негативно вплинути на забезпечення ЕП просторово-часової геосистеми. Визначення зв'язків між повною Загальною міжнародною класифікацією екосистемних послуг (CICES) і загальнозживаними середніми категоріями впливу, подібно до *VanderWilde* і *Newell*, підтверджує, що зосередження виключно на розробці кінцевих факторів характеристики впливу землекористування на ЕП в межах методики ОЖЦ ризикує втратити пошкодження ЕП від кількох інших середніх категорій впливу. *VanderWilde* і *Newell* мають рацію, зазначаючи, що землекористування є хорошою відправною точкою для моделювання впливу на ЕП в методиці ОЖЦ, оскільки воно пов'язано з 31-ю групою ЕП CICES. Однак існує набагато більша різноманітність зв'язків між середніми категоріями впливу та ЕП.

Методика ОЖЦ широко застосовується як інструмент для кількісної оцінки впливу а) СТС (які включають лише людські та промислові елементи) і б) ЛК (які включають людину/промислові та екосистемні елементи) на ПЧГ. Поточна інтеграція ЕП у методологію ОЖЦ головним чином зосереджена на оцінці «шкоди», завданій постачанням ЕП просторово-часовою екосистемою через вплив землекористування [16-17]. Але пошкодження – це не єдиний зв'язок між СТС та постачанням ЕП просторово-часовою геосистемою.

Існує два способи взаємодії СТС з екосистемними послугами просторово-часової геосистеми:

1) СТС можуть навантажувати ПЧГ (наприклад, через викиди), які використовують (вимагають) постачання ЕП для пом'якшення цих чинників стресу.

2) СТС також можуть впливати на постачання ЕП шляхом трансформації (через зайнятість і зміни землекористування) або стресу (через викиди) ПЧГ; це може погіршити або в деяких випадках покращити постачання ЕП.

Взаємозв'язки між двома типами СТС та постачанням ЕП просторово-часової геосистеми є ключовим у розумінні чистого впливу СТС на ЕП та визначення того, де СТС можуть фактично призвести до переваг у плані покращення постачання ЕП просторово-часової геосистеми.

Перший взаємозв'язок між СТС та ЕП описує залежність від пропозиції ЕП з боку просторово-часової екосистеми, де ЕП витрачається СТС, це відомо як попит на ЕП. Наприклад, СТС часто можуть впливати на певні регулюючі ЕП (такі як поглинання вуглецю або біологічна фільтрація), щоб зменшити викиди від виробництва [22]. Деякі впливи СТС можуть пошкодити ЕП без потенціалу для пом'якшення, тоді як для інших ЕП є спроможність пом'якшити їх, перш ніж вони завдадуть подальшої шкоди ПЧГ і постачання нею ЕП. За деяких обставин попит на ЕП з боку СТС також може перевищувати загальну доступну або виділену ємність ПЧГ в межах «сервісу» для забезпечення необхідного ЕП [23]. СТС потребуватиме ЕП на рівні, нижчому, ніж доступна пропозиція від відповідного ПЧГ, здатного надавати цю ЕП. Є два виміри того, чому перевищення загальної доступної пропозиції послуг екосистеми в межах ПЧГ є нестійким, і необхідно враховувати попит на ЕП з боку складної технічної системи:

1) Попит на ЕП для пом'якшення певних викидів вище рівня, який може задовольнити пропускну спроможність ЛК, може завдати значної шкоди ПЧГ та завдати шкоди забезпеченню інших ЕП [24].

2) Попит на ЕП з боку СТС, хоча потенційно нижчий від залишкової пропускну здатності ПЧГ, відволікає постачання ЕП від інших бенефіціарів і користувачів, що, можливо, спричиняє перевищення від комбінації впливу СПС.

Вважається, що врахування зв'язку між пропускну спроможністю ПЧГ забезпечувати ЕП у діапазоні масштабів обслуговування та рівнем ЕП, який вимагає СТС, є ключовим у розумінні абсолютної екологічної стійкості ПЧГ в рамках ОЖЦ [17, 18]. Поточна методика ОЖЦ для включення ЕП зосереджена лише на тому, як СТС можуть завдати шкоди ПЧГ які постачають ЕП і не враховують, як СТС використовують (вимагають) частину ЕП просторово-часової геосистеми для пом'якшення деяких своїх впливів (наприклад, викиди, які можуть спричинити підкислення або евтрофікацію). Яскравим прикладом цього є викиди парникових газів (ПГ) у контексті цілей кліматичної нейтральності. Стабілізація клімату вимагатиме нульового чистого викиду CO₂ у другій половині цього століття разом зі значним скороченням викидів метану [25]. Рівень залишкових викидів, які потребують пом'якшення від певних СТС у

важкодоступних секторах, таких як авіація та сільське господарство, залежатиме від масштабу доступної глобальної абсорбції CO₂ та глобальних викидів метану, визначених набором глобальних діяльностей і кліматичні дії [26].

Виклад основного матеріалу

Для кількісної оцінки наслідків впливу вітроенергетичної станції, як СТС на ландшафтний комплекс у ПЧГ здійснено аналіз життєвого циклу ВЕУ за допомогою програмного забезпечення *SimaPro*, яке є професійним інструментом для збору, аналізу та моніторингу екологічних характеристик продуктів і послуг. З його допомогою можна моделювати й аналізувати складні ЖЦ систематизованим та зрозумілим способом.

Для аналізу впливу ВЕУ на компартменти ландшафтного комплексу у ПЧГ Карпатських гірських лісів впродовж його ЖЦ до програми *SimaPro* занесено дані про окремі складові життєвого циклу ВЕУ із зазначенням матеріалів, компонентів і процесів, що їх супроводжували. Всі необхідні вхідні дані були згруповані за відповідними етапами життєвого циклу ВЕУ, а саме:

- виробництво – містить виробництво сировини (бетон, алюміній, сталь, скловолокно і т.д.) для виготовлення складових частин турбіни ВЕУ;
- транспортування – охоплює перевезення сировини для виробництва компонентів вітряної турбіни, доставку складових частин на місце установки під час монтажу та необхідне переміщення транспорту під час обладнання ВЕС;
- установка і монтаж – містить роботи зі зведення і встановлення вітрових турбін ВЕУ;
- експлуатація та технічне обслуговування – найдовший етап, що охоплює період роботи ВЕУ, заміни мастил та використання транспорту для технічного обслуговування;
- демонтаж – передбачає остаточне закриття ВЕС після закінчення терміну експлуатації ВЕУ що до нього входять та подальшу утилізацію утворених відходів.

Об'єктом дослідження стали 34 ВЕУ фірми «*Siemens SWT DD-142*» що увійшли до ВЕС загальною потужністю 120 МВт з необхідною інфраструктурою, а саме під'їзні дороги, підземні кабельні лінії електропередач 110 кВ та підземні кабельні мережі 35 кВ, розподільчі пункти і підстанція, загальною площею 30,6041 га ТОВ «АТЛАС ВОЛОВЕЦЬ ЕНЕРДЖИ», що входить до вітрового парку. Площадка Воловецької ВЕС розташована в межах Боржавських Полонин Східних флішових Карпат.

Програмний продукт *SimaPro*, який використовуватимемо для ОЖЦ, підтримує *EPDs*, *GHG protocol* та *ILCD Handbook*; ним передбачено чотири етапи дослідження:

- 1-й етап. Визначення мети і предмету дослідження (*Goal and scope*) – бенефіціари та їхні очікування;
- 2-й етап. Опис життєвого циклу (*Life cycle inventory, LCI*) – формування моделі життєвого циклу з відображенням усіх довільних входів і виходів;
- 3-й етап. Оцінювання впливу життєвого циклу (*Life cycle impact assessment, LCIA*) – дослідження важливості всіх входів і виходів з точки зору їх можливого впливу.

Метою аналізу є розрахунок інтегрованих показників впливу ВЕУ впродовж її життєвого циклу на компартменти ландшафтного комплексу у ПЧГ. Отримані показники будуть використані для моделювання впливу ВЕУ на підсистеми та яруси компартментів ЛК та прогнозування станів ПЧГ з метою визначення якості екосистемних послуг, які вона надаватиме зазнавши впливу з боку СТС.

Дослідження впливу ВЕС на компартменти ландшафтного комплексу у ПЧГ були проведені з урахуванням низки їх параметрів, зокрема технічних характеристик. Згідно проєктного рішення запроєктована ВЕС складається з окремих ділянок та розташуваних на них споруд і обладнання. Основним обладнанням проєкту є ВЕУ. Зважаючи на вітрові та погодні умови на території планованої діяльності, а також акустичні, вібраційні та інші характеристики було обрано ВЕУ фірми «*Siemens SWT DD-142*». Вітроустановки сертифіковані згідно *ISO 9001* та *IEC 61400-12-1*.

Межами системи дослідження ВЕУ є: виробництво матеріалів та обладнання, потрібних для виготовлення складових частин турбіни та допоміжних споруд і фундаменту (бетон, алюміній, сталь, скловолокно тощо); експлуатація наявних доріг для транспортування складових частин вітряної турбіни та іншого обладнання від місця їх виробництва до місця встановлення спеціалізованими вантажівками; монтаж ВЕУ за допомогою підйомних кранів; тимчасово використана земельна ділянка площею 1,25 га для зберігання деталей конструкцій; візуальний вплив ВЕУ висотою до 150 м (з врахуванням обертання лопатей); мерехтлива тінь, акустичний вплив і вібрація від обертання лопатей та роботи генераторів; електромагнітне випромінювання проєктованих повітряних і кабельних ліній електропередач та трансформаторної підстанції; вплив на водне середовище.

На основі проведеної інвентаризації, згідно з визначеними межами програма *SimaPro* генерує дерево процесу для визначення потенційних впливів (рис. 1).

На рис. 1 зображено дерево процесу життєвого циклу ВЕУ, в основі якого дані, отримані зі Звіту з оцінки впливу на довкілля «Будівництво вітряної електростанції 120 МВт на території Воловецької селищної ради Воловецького району та на території Березниківської, Дусинської, Неліпинської та Тибавської сільських рад (за межами населених пунктів) Свалявського району Закарпатської області» № 2018821379 від 02.05.2018 р.

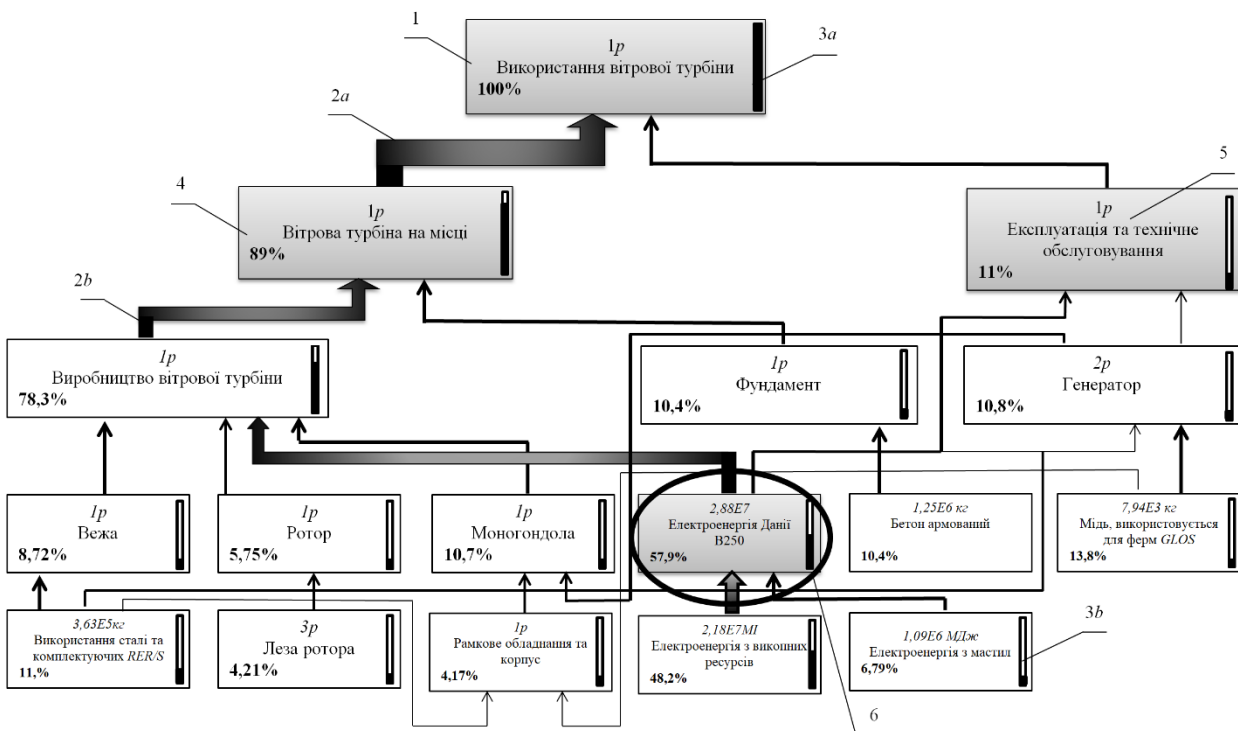


Рис. 1. Дерево процесу життєвого циклу ВЕС:

1 – центральний елемент; 2a – вхідні потоки; 2b – вихідні потоки; 3a – термометри, 3b – вертикальні смужки у правій частині кожного блоку – показують навантаження на довкілля або його уникнення, яке утворює кожен елемент схеми; 4 – Транспортування та монтаж (бетонний фундамент та збірка); 5 – Експлуатація; 6 – Електроенергія України B250; ширина ліній відповідає значенню впливу.

Вплив на навколишнє середовище є наслідком фізичної взаємодії між досліджуваною системою та навколишнім середовищем (рис. 2). На практиці всі екологічні наслідки представлені кількома категоріями екологічних проблем. Найчастіше використовують: виснаження ресурсів; глобальне потепління; руйнування озонового шару; токсичність для людини; екотоксичність; фотохімічне окислення; підкислення; евтрофікація; землекористування; інші (зокрема, тверді відходи, важкі метали, канцерогени, радіація, вимирання видів акустичного навантаження).

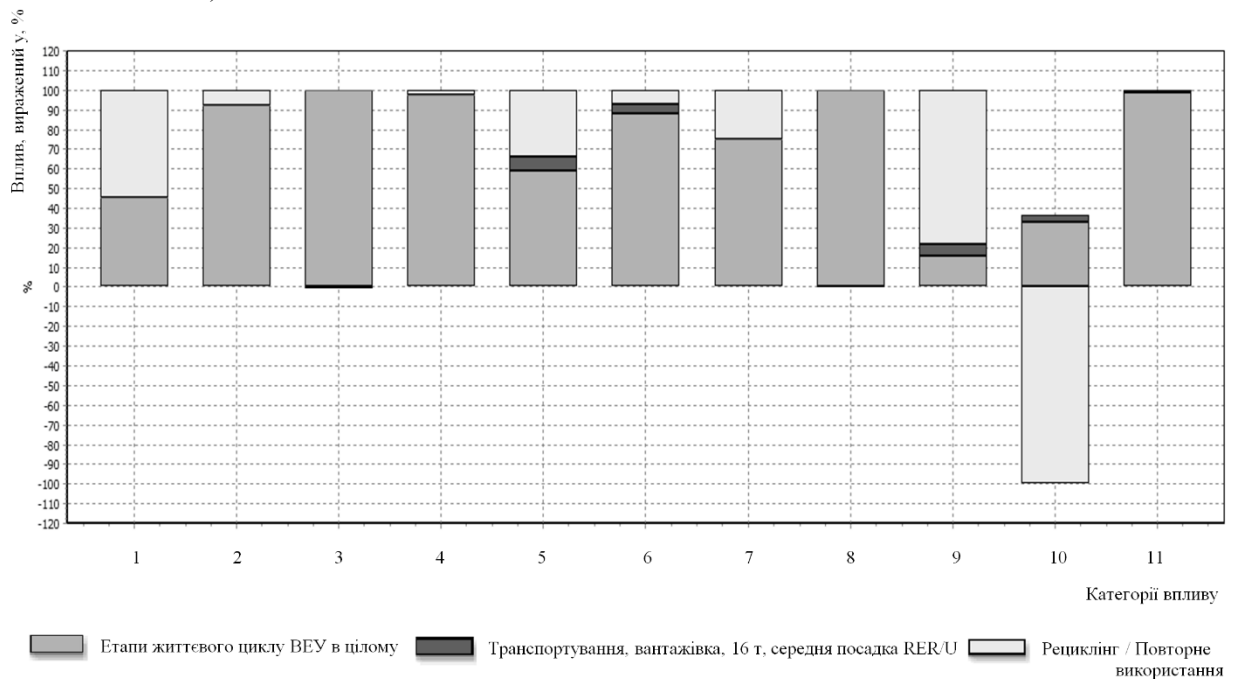


Рис. 2. Характеризація впливів життєвого циклу ВЕУ за методологією Eco-indicator'99:

1 – канцерогени (carcinogens); 2 – респіраторна органіка (resp. organic); 3 – респіраторна неорганіка (resp. inorganic); 4 – зміна клімату (climate change); 5 – радіація (radiation); 6 – озоновий шар / руйнування озонового шару (ozone layer); 7 – екотоксичність (ecotoxicity); 8 – підкислення/евтрофікація (acidification/eutrofication); 9 – землекористування / використання ландшафту (land use); 10 – мінеральні ресурси / корисні копалини (minerals); 11 – викопне паливо (fossil fuels)

Просторово-часова геосистема дуже складна і визначити всю завдану їй шкоду складно. Важлива відмінність порівняно зі здоров'ям людини полягає в тому, що навіть якщо б ми могли, ми не дуже переймаєтесь окремим організмом, рослиною чи твариною. Однак саме різноманітність видів тут використано як показник якості екосистем. Можна виразити шкоду екосистемі у відсотках видів, яким загрожує зникнення або які зникають з деякої території протягом певного часу.

Постачання екосистемних послуг

Зв'язок між СТС та ЕП описується тим, як вплив цих процесів може вплинути на постачання ЕП. ПЧГ мають різну здатність постачати ЕП, яка є функцією компартментів ЛК (включаючи ґрунтовий покрив, екологічну цілісність, клімат, ґрунти та режими порушень) та управління [27]. СТС можуть впливати на здатність ПЧГ генерувати ЕП через стрес або трансформацію.

Стрес в ПЧГ, що призводить до змін у постачанні ЕП, може бути спричинений евтрофікацією та підкисленням у результаті виробництва, що перевищує пропускну спроможність ПЧГ для асиміляції викидів, які викликають ці проблеми; ці надлишкові викиди завдають шкоди екологічним функціям, які забезпечують ЕП [28]. Наприклад, накопичення азоту в атмосфері вище певного рівня може призвести до зниження *pH* ґрунту, зниження продуктивності природних систем, уповільнення колообігу вуглецю та, зрештою, зниження поглинання вуглецю ПЧГ [29]. Трансформація ПЧГ, що призводить до змін у постачанні ЕП, найбільш широко відбувається через зміни землекористування та використання землі, особливо пов'язаної з сільськогосподарською діяльністю. Зміни у землекористуванні та використанні землі змінюють умови ґрунтового покриву компартментів ЛК, змінюючи функції ПЧГ та, в деяких випадках, покращуючи постачання ЕП (зокрема, забезпечуючи переваги), але найчастіше погіршуючи постачання регулюючих ЕП [30]. Сучасна методика ОЖЦ зосереджена на трансформації ПЧГ через зміну землекористування під час моделювання впливу на ЕП в ОЖЦ, але майбутнє моделювання має відображати вплив стресу ПЧГ на постачання нею ЕП.

Трансформація ПЧГ повинна не лише зменшити постачання ЕП. Трансформація з одного стану ПЧГ в інший може покращити постачання деяких ЕП, наприклад, покращення пасовищного компартменту для годівлі більшої кількості худоби в системі землеробства може збільшити постачання ЕП. Подібно до цього деякі викиди до певного рівня можуть бути корисними для деяких ЕП, наприклад, накопичення атмосферного азоту (змодельоване потенціалом підкислення на середньому рівні) може в деяких випадках збільшити ріст рослин і поглинання вуглецю ними [28-29]. Зрештою, покращення одних ЕП може призвести до компромісів в інших ЕП, а стресори за межами критичного навантаження стають шкідливими для функціонування ПЧГ [29]. Майбутнє моделювання має враховувати потенційні позитивні впливи на ЕП (де вони виникають, потенційно нижче визначених порогів), а також негативні впливи.

Зони захисту екосистемних послуг

Спираючись на аргументи на користь екосистемних послуг ТЗЗ і проблеми, пов'язані з моделюванням впливу на ЕП в методиці ОЖЦ, дана стаття представляє потенційний окремий ТЗЗ «екосистемних послуг», який може використовуватись поряд із існуючими оцінками життєвого циклу ТЗЗ для здоров'я людини, якості екосистем та природних ресурсів. Враховуючи поточні обмеження, пов'язані з існуючими підходами до оцінки впливу СТС на екосистемні послуги в методиці ОЖЦ, тут пропонується загальна структура оцінки для моделювання КХ кінцевих точок для впливів ЕП згідно з додатковим ТЗЗ. Це включає індикатори: «вплив на екосистемні послуги» (*ESU*) для моделювання пошкодження кінцевої точки ЕП в методиці ОЖЦ. Індикатор *ESU* зосереджується на двох способах взаємодії постачання ЕП та складних технічних систем, оцінюючи, наскільки середньої точки, яка впливає на СТС: а) «використовує» постачання ЕП і б) впливає на постачання ЕП.

Пропонується структура оцінки шкоди екосистемних послуг ТЗЗ, яка базується на двох потоках аналізу, кульмінацією яких є обчислення КХ кінцевої точки для впливу на ЕП. Структура складається з чотирьох кроків:

- 1) Визначте, чи можна будь-який із середніх впливів пом'якшити за допомогою ЕП із пов'язаного сервісного центру.
- 2) Якщо вони можуть, тоді розраховується частка постачання ЕП, використана для пом'якшення цих впливів.
- 3) Якщо вони не можуть, тобто середній вплив не може бути пом'якшений ЕП від пов'язаного сервісного блоку, або якщо середній вплив перевищує здатність пом'якшення пов'язаного сервісного блоку, тоді розраховується частка постачання ЕП, на яку впливають ці середні впливи.
- 4) Потім вони агрегуються, щоб визначити загальну загальну «шкоду» (відсоткова зміна) для глобального постачання ЕП від складних технічних систем.

Частка глобальної пропозиції ЕП, яка використовується для пом'якшення впливів середньої точки, кількісно визначається за допомогою індикатора «використання екосистемних послуг» (*ESU*) і масштабується як десяткове число в діапазоні від 0 до 1. Оцінка *ESU* для кожного впливу середньої точки *j*, *ESU_j* можна змодельовати за допомогою наступного рівняння (1):

$$ESU_j = \sum_{I=1}^n \left(\frac{(ES_{i,k} - ES_{demand,i,j}) - ES_{i,global}}{ES_{i,k,global}} \right) \times W_i, \quad (1)$$

де *I* – індекс усіх екосистемних послуг (*ES*), що оцінюються, *ES_{demand,i,j}* – необхідна поставка екосистемних послуг (*ES*) і для пом'якшення впливу середньої точки *j*, а *ES_{i,k}* – локальна поставка екосистемних послуг (*ES*)

і з обслуговування k , $ES_{i,global}$ – глобальна пропозиція ES i , w_i – ваговий коефіцієнт, наданий ES i та $\sum w_i = 1$. Моделювання параметрів $ES_{demand,i,j}$, $ES_{i,k}$ та $ES_{i,global}$ можна здійснити відповідно до обчислювальної системи Лю (Liu), Зіва (Ziv) та Бакші (Bakshi) [10] і з використанням просторово чітких структур моделювання ЕП, таких як *INVEST*, *ARIES* або *TESSA*.

Частка глобальної пропозиції ЕП, на яку впливають середні впливи (через деградацію або покращення), визначається кількісно за допомогою індикатора «зміна пропозиції екосистемних послуг» (*ESSC*) і масштабується як десяткове число від 1 до 1 (значення *-ve* вказують на погіршення, а *+ve* значення вказують на покращення). Оцінку *ESSC* для кожного середнього впливу j , $ESSC_j$ можна змодельовати за допомогою наступного рівняння (2):

$$ESSC_j = \sum_{I=1}^n \left(\left(\frac{ES_{i,k} - ES_{i,k,ref}}{ES_{i,k,ref}} \right) \times \left(\frac{ES_{i,k}}{ES_{i,global}} \right) \right) \times w_i, \quad (2)$$

де I – індекс усіх екосистемних послуг (ES), що оцінюються, $\Delta ES_{i,j,k}$ – зміна постачання екосистемних послуг (ES) i від прийому сервісного переміщення k , що відноситься до середнього впливу j , $ES_{i,k}$ – постачання екосистемних послуг (ES) i від прийому сервісного переміщення k за поточного стану просторово-часової екосистеми (з наявністю впливу середньої точки j певного рівня), $ES_{i,k,ref}$ – це постачання екосистемних послуг (ES) i від прийому сервісного переміщення k , змодельоване за припущення, що вплив j середньої точки не існує, $ES_{i,global}$ – це глобальна пропозиція екосистемних послуг (ES) i (з наявністю впливу середньої точки певного рівня j), w_i – ваговий коефіцієнт, наданий ES i та $\sum w_i = 1$. Параметри $ES_{i,k}$ та $ES_{i,global}$ також можуть бути змодельовані за допомогою просторово чітких структур моделювання ES з регіональним та глобальним покриттям, такими як *INVEST*, *ARIES* або *TESSA*.

Параметр $ES_{i,k,ref}$ можна отримати за допомогою існуючих просторово-явних моделей ЕП, для детального огляду доступних моделей варто ознайомитись з працями Тернер (Turner) і Вілкок (Willcock) [31], або шляхом розробки індивідуальних моделей, які можуть оцінити вплив факторів стресу (таких як підкислення) на постачання ЕП просторово-часовою екосистемою, що піддається впливу з боку технічних систем. Коли вплив середньої точки j , який оцінюється, призводить до стресу в ПЧГ, параметр $ES_{i,k,counterfactual}$ можна отримати шляхом проведення аналізу чутливості з використанням цих моделей, припускаючи, що фактору стресу з СТС не існує. Коли вплив середньої точки j , що оцінюється, призводить до трансформації ПЧГ, параметр $ES_{i,k,ref}$ може бути отриманий шляхом проведення аналізу чутливості з використанням цих моделей, припускаючи, що ПЧГ повернулася до контрольного стану.

Існує широкий діапазон потенційних еталонних станів екосистеми, які можна використовувати, однак існує два основні варіанти визначення еталонного стану в ОЖЦ, які підходять для моделювання параметра $ES_{i,k,ref}$, коли середній вплив j , що оцінюється, призводить до трансформації ПЧГ:

- 1) Потенційна рослинність компартменту, яка описує стан ЛК без втручання людини.
- 2) Квазіприродний ґрунтовий покрив, який описує природне поєднання компартментів (наприклад, ліси, водно-болотні угіддя та луки) для ПЧГ.

Еталонний стан, який використовується для моделювання $ES_{i,k,ref}$, є вибором значення, однак для цього запропонованого підходу до моделювання, який можна застосувати в різних контекстах і масштабах, потрібне подальше дослідження та визначення загально визнаної еталонної ситуації.

Загальні «пошкодження» постачання ЕП через використання та надання, яке зазнало впливу, визначається кількісно за допомогою показника «впливи на екосистемні послуги» (ESI), який оцінює сукупний вплив певної СТС на постачання ЕП просторово-часової геосистеми через використання ЕП або через погіршення чи покращення постачання. Оцінка ESI нараховується за шкалою від 1 до 1. Негативна оцінка ESI вказує на те, що СТС завдає чистої шкоди постачанню ЕП просторово-часової геосистеми, нульова оцінка ESI означає відсутність шкоди постачанню ЕП, а позитивна оцінка ESI вказує на те, що СТС покращується постачання ЕП. Оцінку ESI для складних технічних систем, чи конкретної технічної системи, представленої ВЕС, що оцінюється, можна розрахувати за допомогою наступного рівняння (3):

$$ESI = \sum_{j=1}^n \left(\left(ESU_j + ESSC_j + (ESU_j + ESSC_j) \right) \times w_j \right) \quad (3)$$

де J – індекс усіх впливів середньої точки від СТС x , ESU_j – збиток постачання ЕП через використання від впливу середньої точки j , $ESSC_j$ – збиток постачання ЕП через зміни в забезпеченні від впливу середньої точки j , w_j – ваговий коефіцієнт, завданого впливу j у середній точці $\sum w_j = 1$.

Підхід до оцінки шкоди, представляє готову до застосування структуру для моделювання шкоди в кінцевій точці для екосистемних послуг в методиці ОЖЦ. Запропонована структура підходить для застосування як в атрибуційному, так і в послідовній ОЖЦ, де середні впливи були визначені кількісно за допомогою існуючих моделей характеристики. Однак існує кілька ключових міркувань щодо реалізації цієї структури.

Структура моделювання, описана вище, передбачає обчислення частки глобальної пропозиції ЕП, на яку СТС впливає або негативно, або позитивно. Індекс I екосистемних послуг, що оцінюється, має бути уніфікованим «кошиком» ЕП, тобто він залишається постійним у всіх застосованих рамках, щоб дозволити порівнювати вплив на ЕП різних СТС один на одного. Це пов'язано з тим, що рівняння (1) обчислює, скільки цього «кошика» використовується для пом'якшення середнього впливу від СТС, а рівняння (2) обчислює,

наскільки цей кошик або погіршується, або покращується СТС. Александре (*Alejandro*), ван Бодегом (*Bodegom*) і Гіні (*Guin'ee*) [2] пропонують набір із 15 категорій ЕП для забезпечення оптимального охоплення різних груп ЕП у класифікації *CICES*. Це може стати надійною відправною точкою для визначення «кошика» ЕП, що використовується в цій системі моделювання. Тим не менш, наявність широкого асортименту ЕП додає додаткових труднощів. Різні категорії ЕП мають різні біофізичні одиниці, і структуру моделювання, що представлена тут та вимагає, щоб пропозиція ЕП була виражена в тих самих одиницях. Хоча й не без певних обмежень, грошова оцінка ЕП [35] є придатним підходом для нормалізації різних біофізичних значень у загальну та легко зрозумілу одиницю. Багато з існуючих інструментів моделювання ЕП дозволяють оцінити постачання ЕП у грошовому еквіваленті, а для оцінки постачання ЕП в методиці ОЖЦ існують комплексні бази даних грошової вартості ЕП, такі як База даних оцінки екосистемних послуг [33]. Критика монетарного підходу полягала б у тому, що він нехтує внутрішньою «вартістю» ЕП, однак, вони зафіксовані в звичайній кінцевій точці *PDF* і ТЗЗ якості екосистеми.

Існує два варіанти застосування вагових коефіцієнтів у запропонованій системі оцінки шкоди. Параметр w_i у рівняннях (1) і (2) і параметр w_j у рівнянні (3) можна використовувати для рівного зважування різних впливів ЕП і середньої точки (наприклад, кожен має вагу 0,2, якщо п'ять ЕП або оцінюються впливи пошкодження від п'яти середніх точок) або диференційовано, щоб відобразити різну важливість кожного ЕП або впливу середньої точки, що оцінюється. Диференційні ваги для параметрів w_i та w_j можуть бути отримані з багатокритеріальних підходів, які можуть спиратися на переваги зацікавлених сторін [34]. Рівні вагові коефіцієнти можуть бути доречними для агрегування впливів ЕП за різними середніми впливами, які оцінюються в рівнянні (3). Однак застосування однакових вагових коефіцієнтів до різних ЕП у рівняннях (1) і (2) припускає, що вони однаково важливі, взаємозамінні та що вплив на різні ЕП співмірний один з одним (тобто погіршення пропозиції однієї категорії ЕП може бути компенсовано шляхом удосконалення до постачання іншого). Люди дійсно приписують різні рівні важливості різних ЕП [35], отже, диференційовані ваги можуть бути більш доцільними, щоб відобразити різні цінності зацікавлених сторін.

Цей запропонований підхід до моделювання може легко вирішувати просторову диференціацію впливів ЕП за допомогою використання просторово явних моделей ЕП для створення кінцевих точок, що залежать від контексту, що є обмеженням деяких існуючих підходів. Високий рівень географічної специфіки з використанням даних, що стосуються конкретного ЛК, який дозволяє цей підхід, підходить для моделювання впливу кінцевих точок на ЕП від процесів переднього плану. З огляду на це, багато інтегрованих моделей ЕП, які можуть використовуватися під час впровадження цього фреймворку, є досить складними, потребують інтенсивних даних і потребують обчислень. Застосування цієї структури до фонових процесів в ОЖЦ, де розташування певних фонових процесів невідоме або поширене у ПЧГ, може бути проблематичним і нездійсненним для практиків, оскільки необхідні дані можуть бути недоступними або призвести до гіперрегіоналізації [36]. Щоб уникнути цих проблем, компромісним підходом було б використовувати запроповану структуру для створення бази даних регіональних кінцевих точок (у різних масштабах), які можна було б застосувати до фонових процесів. Ці кінцеві точки можуть мати аналогічні масштаби до глобальних середніх кінцевих точок для впливу землекористування на ЕП, представлені рядом авторів [3], проте підхід, представлений тут, дозволить розширити кількість оцінюваних ЕП.

Головні висновки

Концепція екосистемних послуг – це надійний (часто просторово чіткий) аналітичний підхід для оцінки того, як трансформація просторово-часової екосистеми впливає на переваги, які можна отримати від функціонування екосистем. Водночас методика оцінки життєвого циклу фіксує навантаження на навколишнє середовище та вплив на ланцюжки створення додаткової вартості в багатьох сферах. Однак методика оцінки життєвого циклу обмежена щодо представлення шкоди, завданої функціям екосистеми з боку складних технічних систем, таких як вітроенергетична станція. Поєднання цих двох концепцій шляхом включення екосистемних послуг як індикаторів в методику оцінки життєвого циклу дозволяє оцінити вплив діяльності людини, яка як прямо, так і опосередковано впливає на досліджувану просторово-часову геосистему. Короткий огляд існуючої літератури вказує на те, що екосистемні послуги найбільш доречно інтегрувати в методику оцінки життєвого циклу як вплив на кінцеву точку в рамках окремих трьох зон захисту.

Для кількісної оцінки наслідків впливу вітроенергетичної станції на ландшафтний комплекс у просторово-часовій геосистемі здійснено аналіз життєвого циклу вітроенергетичної установки за допомогою програмного забезпечення *SimaPro*. Здійснено розрахунок інтегрованих показників впливу вітроенергетичної установки впродовж її життєвого циклу на компартменти ландшафтного комплексу у просторово-часовій геосистемі. Отримані показники використані для моделювання впливу вітроенергетичної установки на підсистеми та яруси компартментів ландшафтного комплексу та прогнозування станів просторово-часової геосистеми з метою визначення якості екосистемних послуг, які вона надаватиме зазнавши впливу з боку складної технічної системи.

Перспективи використання результатів дослідження

Облік екосистемних послуг як кінцевих точок в рамках окремих трьох зон захисту є концептуально чистішим, ніж середній підхід, і включає меншу кількість індикаторів для легшої інтерпретації та розробки подальших дій. У цій статті пропонується підхід для включення чистих змін постачання екосистемних послуг, як впливу на кінцеву точку в нових трьох зонах захисту в оцінці життєвого циклу. Ця пропозиція базується на опрацьованій літературі, яка вивчає потенціал для включення екосистемних послуг в методику оцінки

життєвого циклу, і намагається усунути деякі обмеження існуючих підходів. Моделювання впливу вітроенергетичної установки на постачання екосистемних послуг в методику оцінки життєвого циклу має враховувати як використання постачання екосистемних послуг для асиміляції викидів, так і зміну постачання екосистемних послуг через стрес та/або трансформацію просторово-часової геосистеми. Представлений тут підхід забезпечує платформу для цього. Хоча запропонована концептуальна основа готова до застосування, є деякі проблеми. Вони стосуються того, яку саме екосистемну послугу слід включити, як зважити різні екосистемні послуги та впливи, а також створення бази даних впливів екосистемних послуг для фонових процесів. Запропонована структура потребує більше даних і досліджень для розробки специфічних для екосистемних послуг просторово-часової геосистеми коефіцієнту характеристики перетворення результатів інвентаризації життєвого циклу в загальну одиницю показників категорії впливу, але може спиратися на існуючий природний капітал та інструменти моделювання оцінки екосистемних послуг і дані для цього. Наступним кроком має бути застосування цієї основи до ряду тематичних досліджень, щоб підтвердити цю концептуальну пропозицію для спеціальних трьох зон захисту екосистемних послуг просторово-часової геосистеми. Інтеграція методики оцінки життєвого циклу та екосистемних послуг для створення невеликої кількості відповідних індикаторів кінцевої точки з використанням підходу, представленого тут, має потенціал для підвищення аналітичної спроможності методики оцінки життєвого циклу. Зокрема, щодо функціонування просторово-часової геосистеми та внеску суспільства в посягання на ландшафтні кордони та для стимулювання необхідних дій щодо стійкості останньої.

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

1. Zeug, W., Bezama, A., Thr̄an, 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>
2. Alejandro, 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>
3. 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>
4. 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>
5. Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
6. 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>
7. 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>
8. Seppelt, R., Fath, B., Burkhard, B., Fisher, J.L., Gr̄et-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>
9. 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>
10. 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>
11. De Luca Peñna, L.V., Taelman, S.E., Pr'eat, N., Boone, L., Van der Biest, K., Cust'odio, 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>
12. 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>

13. 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>
14. Baumann, H., Tillman, A.-M., 2004. *The Hitch Hiker's Guide to LCA: an Orientation in Life Cycle Assessment Methodology and Application*. Studentlitteratur, Lund.
15. 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>
16. 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>
17. 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>
18. 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>
19. Bare, J.C., Hofstetter, P., Pennington, D.W., de Haes, H.A.U., 2000. Midpoints versus endpoints: the sacrifices and benefits. *Int. J. Life Cycle Assess.* 5, 319. <https://doi.org/10.1007/BF02978665>
20. de Groot, R., Fisher, B., Christie, M., Aronson, J., Braat, L., Haines-Young, R., Gowdy, J., ecological and economic dimension in biodiversity and ecosystem service valuation. In: Kumar, P. (Ed.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London, pp. 9–40.
21. Jax, K., Barton, D.N., Chan, K.M.A., de Groot, R., Doyle, U., Eser, U., G€org, C., Gromez-Baggethun, E., Griewald, Y., Haber, W., Haines-Young, R., Heink, U., Jahn, T., Joosten, H., Kerschbaumer, L., Korn, H., Luck, G.W., Matzdorf, B., Muraca, B., NeJhEover, C., Norton, B., Ott, K., Potschin, M., Rauschmayer, F., von Haaren, C., Wichmann, S., 2013. Ecosystem services and ethics. *Ecol. Econ.* 93, 260–268. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.06.008>
22. Liu, X., Bakshi, B.R., 2019a. Ecosystem services in life cycle assessment while encouraging technological synergies. *J. Ind. Ecol.* 23, 347–360. <https://doi.org/10.1111/jiec.12755>
23. Tallis, H., Polasky, S., 2009. Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural-resource management. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1162, 265–283. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.04152.x>
24. Burns, D.A., Blett, T., Haeuber, R., Pardo, L.H., 2008. Critical loads as a policy tool for protecting ecosystems from the effects of air pollutants. *Front. Ecol. Environ.* 6, 156–159.
25. Rogelj, J., Popp, A., Calvin, K.V., Luderer, G., Emmerling, J., Gernaat, D., Fujimori, S., Strefler, J., Hasegawa, T., Marangoni, G., Krey, V., Kriegler, E., Riahi, K., van Vuuren, D.P., Doelman, J., Drouet, L., Edmonds, J., Fricko, O., Harmsen, M., Havlik, P., HumpenEoder, F., Stehfest, E., Tavoni, M., 2018. Scenarios towards limiting global mean temperature increase below 1.5 °C. *Nat. Clim. Change* 8, 325–332. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0091-3>
26. Prudhomme, R., O'Donoghue, C., Ryan, M., Styles, D., 2021. Defining national biogenic methane targets: implications for national food production & climate neutrality objectives. *J. Environ. Manag.* 295, 113058 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113058>
27. Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., M€uller, F., 2014. Ecosystem service potentials, flows and demands-concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landsc. Online* 34, 1–32. <https://doi.org/10.3097/LO.201434>
28. 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.
29. Jones, L., Provins, A., Holland, M., Mills, G., Hayes, F., Emmett, B., Hall, J., Sheppard, L., Smith, R., Sutton, M., Hicks, K., Ashmore, M., Haines-Young, R., Harper-Simmonds, L., 2014. A review and application of the evidence for nitrogen impacts on ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 7, 76–88. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.09.001>
30. Hasan, S.S., Zhen, L., Miah, M.G., Ahamed, T., Samie, A., 2020. Impact of land use change on ecosystem services: a review. *Environ. Dev.* 34, 100527 <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100527>
31. Turner, K.G., Anderson, S., Gonzales-Chang, M., Costanza, R., Courville, S., Dalgaard, T., Dominati, E., Kubiszewski, I., Ogilvy, S., Porfirio, L., Ratna, N., Sandhu, H., Sutton, P.C., Svenning, J.-C., Turner, G.M., Varennes, Y.-D., Voinov, A., Wratten, S., 2016. A review of methods, data, and models to assess changes in the value of ecosystem services from land degradation and restoration. *Ecol. Model.* 319, 190–207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.07.017>
32. Laurans, Y., Mermet, L., 2014. Ecosystem services economic valuation, decision-support system or advocacy? *Ecosyst. Serv.* 7, 98–105. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.10.002>
33. de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P., van Beukering, P., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosyst. Serv.* 1, 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>

-
34. Zanghelini, G.M., Cherubini, E., Soares, S.R., 2018. How multi-criteria decision analysis (MCDA) is aiding life cycle assessment (LCA) in results interpretation. *J. Clean. Prod.* 172, 609–622. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.230>
35. Arias-Ar'evalo, P., G'omez-Baggethun, E., Mart'ın-L'opez, B., P'erez-Rinc'on, M., 2018. Widening the evaluative space for ecosystem services: a taxonomy of plural values and valuation methods. *Environ. Val.* 27, 29–53. <https://doi.org/10.3197/096327118X15144698637513>
36. Heijungs, R., 2012. Spatial differentiation, GIS-based regionalization, and the boundaries of LCA. In: Ioppolo, G. (Ed.), *Environment and Energy*. Franco Angeli, pp. 162–176.