



инж. Кремена Боянова Боянова

**ПРОСТРАНСТВЕН АНАЛИЗ И ОЦЕНКА НА
ЕКОСИСТЕМНИТЕ И ЛАНДШАФТНИ УСЛУГИ В
ПЛАНИНСКИ ВОДОСБОРИ ЧРЕЗ ПРИЛОЖЕНИЕ
НА ГЕОИНФОРМАЦИОННИ ТЕХНОЛОГИИ**

А В Т О Р Е Ф Е Р Е А Т

на дисертационен труд
за присъждане на образователната и научна степен „доктор“

Научна специалност: Физическа география и
ландшафтознание (направление ГИС)

Шифър: 01.08.01.

Научен ръководител: **доц. Стоян Недков**

СОФИЯ, 2015

Дисертацията е обсъдена и допусната до защита на разширено заседание на департамент „География“ на НИГГГ-БАН, състояло се на 26 март 2015 г.

Дисертацията съдържа 173 стр., в които 32 фигури, 19 таблици и 216 заглавия на литературни източници и 2 приложения.

Защитата на дисертацията ще се състои на 26 юни 2015 г. в зала 101 на блок 3 на НИГГГ-БАН на открито заседание на научно жури в състав:

1. Проф. Марияна Николова
2. Проф. Антон Попов
3. Доц. Стоян Недков
4. Доц. Марияна Любенова
5. Доц. Стелиян Димитров

Материалите за защитата са на разположение на интересуващите се в стая 105 на НИГГГ-БАН, ул. „Акад. Г. Бончев“, бл. 3 и в интернет на адрес: <http://www.niggg.bas.bg/>

СЪДЪРЖАНИЕ

БЛАГОДАРНОСТИ	3
УВОД.....	5
Актуалност на темата	5
Обект и предмет на изследване	7
Цел и задачи на изследването	8
1. Теоретична постановка.	9
1.1. Екосистемни и ландшафтни услуги.	9
1.2. Свързани с водите екосистемни услуги.	11
1.2.1. Регулация на наводнения.	11
1.2.2. Подхранване на подземните води.	11
1.2.3. Пречистване на водите.	11
1.2.4. Снабдяване с прясна вода.	12
1.3. Количествена оценка на свързаните с водите екосистемните услуги.	12
1.3.1. Хидроложко моделиране.	13
1.3.2. Воден отпечатък.	14
1.4. ГИС базирани приложения за оценка и картографиране на екосистемни услуги.	15
2. Райони на изследване и изходни данни.	16
2.1. Райони на изследване (тестови райони) – природно-географска характеристика.	16
2.1.1. Водосборен басейн на р. Равна.	17
2.1.2. Водосборен басейн на р. Янтра.	17
2.1.3. Водосборен басейн на р. Огоста.	17
2.2. Изходни данни.	17
2.2.1. Изходни данни за модел KINEROS.	18
2.2.2. Изходни данни за модел SWAT.	18

2.2.3. Изходни данни за изчисляване на сивия воден отпечатък.	19
3. Методика на изследването.....	21
3.1. Метод за оценка на регулацията на наводнения.....	21
3.2. Метод за оценка на останалите свързани с водите ЕУ.....	23
3.2.1. Метод за оценка на подхранването на подземните води.....	24
3.2.2. Метод за оценка на снабдяването с прясна вода.	24
3.2.3. Метод за оценка на пречистването на водите.	25
3.2.4. Метод за оценка на нуждата от екосистемната услуга пречистване на водите.	26
4. Резултати от изследването.....	31
4.1. Калибриране на резултатите от модела SWAT и привеждане на данните в подходящ вид за работа в ГИС среда.	31
4.2. Оценка на екосистемните и ландшафтни услуги.	33
4.2.1. Оценка на капацитета за осигуряване на екосистемната услуга регулация на наводнения в басейните на реките Равна и Янтра.....	33
4.2.2. Оценка на капацитета за осигуряване на екосистемните услуги снабдяване с прясна вода, пречистване на водите и подхранване на подземните води в басейна на р. Огоста.	34
4.2.3. Оценка на нуждата от пречистване на водите.....	35
4.3. Картографиране на екосистемните и ландшафтни услуги..	38
Заклучение	45
Приноси.....	48
Литература, включена в автореферата.....	50
Публикации, свързани с дисертационния труд	55

БЛАГОДАРНОСТИ

Във връзка с осъществяването на настоящия дисертационен труд, бих искала да изкажа своите благодарности най-вече на научния си ръководител, доц. Стоян Недков, за безусловната подкрепа и разбиране, споделеното знание и опит, отделеното време и внимание и за оказаното доверие.

Също така благодаря на колегите си от департамент „География“ към Национален институт по геофизика, геодезия и география - Българска академия на науките (НИГГГ-БАН) за оказаната помощ и подкрепа и по-специално – на доц. Цветан Коцев и доц. Мариян Върбанов за тяхното съдействие, конструктивна критика и предоставени данни; на Велимира Асенова за безусловната ѝ отдаденост като приятел и колега и също за предоставените данни; на д-р Емилия Черкезова и проф. Марияна Николова за съветите и препоръките; на доц. Румяна Вацева за началния тласък към света на науката География.

Благодаря на доц. Стоян Недков за възможността да работя по проект SWAN (Sustainable Water ActioN), финансиран от Седма рамкова програма на Европейския съюз; на доц. Цветан Коцев за възможността да работя по проект ASCOR (ArSenic Contamination of Ogosta River), финансиран от Българо-Швейцарска програма за сътрудничество; на доц. Боян Кулов за възможността да работя по проект „Планината – модели на социално-икономическо и културно развитие. Перспективи пред регионалните политики и трансграничното сътрудничество“, финансиран от Фонд „Научни изследвания“ на Министерство на образованието и науката.

Благодаря на проф. Алексей Бендерев от департамент „Хидрогеология“ към Геологически институт-БАН за извършената консултация.

Благодаря на проф. Феликс Мюлер, доц. Бенджамин Буркхард и д-р Марион Хасе от департамент „Управление на околната среда“ към Университет на Кил, Германия, за възможността да участвам в техните курсове, споделения опит и знания, извършените консултации и приятелството; на проф. Стюарт Марш и проф. Фил Гъртън от институт „Възобновяеми природни ресурси“ към Университета на Аризона, САЩ, за възможността да участвам в техните курсове; на проф. Хошин Гупта от институт „Хидрология и водни ресурси“ и доц. Франсина Домингез от институт „Атмосферни науки“ към Университета на Аризона, САЩ, за извършените консултации и

подкрепата; на доц. Франк Попеу от Френския национален център за научни изследвания за подкрепата и предоставените възможности.

Благодаря на проф. Теменужка Бандрова, д-р Силвия Маринова и инж. Стефан Бончев от катедра „Фотограметрия и картография“ към Университет по архитектура строителство и геодезия“ за приятелството и вдъхновението.

И накрая, но не на последно място, бих искала да благодаря на семейството и партньора си за любовта, подкрепата и разбирането.

УВОД

Актуалност на темата

Възприятието за разделение между природата и човека е широко разпространено както в науката, така и в практиката. Обществото и природната среда често са разглеждани като независимо съществуващи системи. След десетилетия на интензификация и механизация на естествените хабитати за задоволяване на материалните потребности на човечеството, навлизаме в ера белязана от постоянен ръст на населението и недостиг на ресурси. Природна среда не е способна да издържи нарастващото въздействие от страна на човека и да задоволи растящите потребности без промяна на съществуващите практики на управление. Необходим е нов, интегриран подход, разглеждащ системата човек-природна среда като единна структура, способна да се саморегулира и да постигне интегритет. Системата човек-природна среда е многомерна - изградена е от множество подсистеми и нива на организация, и осигурява на обществото жизнено важни услуги като храна, енергия, вода, среда за обитаване и др. В литературата на английски език за системата човек-околна среда се използват различни термини – “socio-ecological systems” (Ostrom [2007](#), [2009](#); [Berkes and Folke 1998](#)), “socio-ecological system” ([Gallopín 1991](#)), “human-environmental system” ([Turner et al. 2003](#); [Scholz et al. 2011](#)).

Концепцията за **екосистемни услуги (ecosystem services)** е сравнително нов подход, който осигурява основа за интегриран анализ на системата човек-природна среда. Фокусира се върху динамичните и сложните взаимодействия между абиотичните и биотичните компоненти на околната среда, които със своите структури и функции осигуряват услугите, необходими за живота на Земята ([Boumans et al. 2002](#), [Limburg et al. 2002](#)). Концепцията произхожда от биологията и ботаниката (природни науки) и екологичната икономика (социални науки) и се основава на науката за системите ([Binder et al. 2013](#)).

Екосистемните услуги (ЕУ) са приносът на екосистемните структури и функции – в комбинация с други елементи – за човешкото благосъстояние (Burkhard et al., [2012a](#), [2014](#)). Тази дефиниция включва както приносът на природната среда, така и антропогенните влияния, като пояснението „в комбинация с други елементи“ обхваща измененията в природата в следствие на човешките дейности – инженерни съоръжения, промени в земеползване, интензификация и т.н.

Ландшафтните услуги са екосистемните услуги, предоставени на ниво ландшафт ([de Groot et al. 2002](#); [Willemsen et al. 2008](#), [Boyd and Banzhaf 2007](#)).

Съществена публикация за налагането на концепцията за екосистемните услуги в практиката, със силно международно влияние, е „Екосистемна оценка на хилядолетието“ ([Millennium Ecosystem Assessment – MA](#)¹) от 2005 г., изготвена с подкрепата на Организацията на обединените нации (ООН).

Продължаваща и в момента програма за околна среда, използваща концепцията за екосистемните услуги, отново иницирирана от ООН, е „Икономика на екосистемите и биоразнообразието“ ([The Economics of Ecosystems and Biodiversity - TEEB](#)²).

Зависимостта на човешкото общество от екосистемните услуги, включително природните ресурси, постоянно расте, докато практиките за управление и ползване на тези услуги и ресурси водят до деградация на околната среда, загуба на екосистеми и биологично разнообразие ([Foley et al. 2005](#), [MA 2005](#)). Поради тази причина, през 2011 г. Европейската комисия прие Стратегия за биоразнообразие 2020³, в която изключително силно е интегрирана концепцията за екосистемните услуги. Водеща цел за 2020 г. на стратегията е:

„Да спре загубата на биологично разнообразие и влошаването на услугите от екосистемите в ЕС до 2020 г., да ги възстанови, доколкото това е възможно, като се увеличи приносът на ЕС за спиране на загубата на биологично разнообразие в световен мащаб.“

С прилагането на подобна концепция в управлението на околната среда, отношенията между човечеството и природните ресурси са много по-добре установени. Осигурява се по-добро разбиране за значимостта на човешкия принос за здравето на цялата система.

Дейност 5 на Стратегията - *Разширяване на познанията за екосистемите и техните услуги в ЕС*, гласи:

„С помощта на Комисията, държавите-членки ще картографират и оценят състоянието на екосистемите и техните услуги на своите територии до 2014 г., ще оценят икономическата стойност на такива услуги и ще насърчават

¹ <http://www.millenniumassessment.org/en/index.html>

² <http://www.teebweb.org/>

³ <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/BG/TXT/PDF/?uri=CELEX:52011DC0244&from=EN>

интегрирането на тази стойност в системите за счетоводство и отчетност в ЕС и на национално ниво до 2020 г.”

В момента страните членки са на етапа на избор на методика за оценка и картографиране на екосистемните услуги, което прави темата изключително актуална не само на национално но и на европейско ниво.

Настоящата работа разглежда необходимостта и съществуващите похвати за анализ, оценка и картографиране на всички екосистемните услуги, но в дълбочина са за засегнати и анализираните само свързаните с водите екосистемни услуги. **Свързаните с водите екосистемни услуги (water-related ecosystem services)** са тези, които допринасят за водното количество и качество или регулират водните течения в определена локация за период от време. Такива са регулация на наводненията (flood regulation), снабдяване с прясна вода (freshwater provision), пречистване на водите (water purification) и подхранване на подземните води (groundwater recharge) ([Burkhard et al., 2009](#), [Kandziora et al., 2013](#)).

Приложението на географски информационни системи (ГИС) предоставя широк обхват от възможности за оценка и анализ на екосистемните услуги, както и за тяхното картографиране, което ги прави предпочитан технологичен ресурс за много специалисти. Съществуват множество ГИС базирани софтуери с функционалност и изчислителен капацитет приложими и спомагащи анализа, оценката и картографирането на ЕУ. Сред тях са ArcGIS, MapWindow, QGIS, gvSIG, GRASS GIS и други. Освен това все по-голяма популярност придобиват сравнително новите специализирани софтуерни разработки за анализ и моделиране на екосистемни услуги като InVest, MIMES, EcoMetrix, SolVES, ARIES и други.

Обект и предмет на изследване

Обект на настоящото изследване са планински водосбори с изразена нужда от анализ на свързани с водите екосистемни услуги, поради тяхното нарушено и недостатъчно осигуряване. Избраните водосбори служат като тестови райони за съответните екосистемни услуги и разработената за техния анализ методология. За услугата регулация на наводнения обект на изследване са: един суббасейн в района на горното течение на р. Малки Искър – басейна на р. Равна и един суббасейн в района на горното течение на р. Янтра – басейнът на р. Янтра. За услугите снабдяване с прясна вода, пречистване на водите

и подхранване на подземните води обект на изследване е басейнът в горното течение на р. Огоста, над язовир Огоста.

Предмет на изследването са капацитетите на ландшафтите в отделните водосбори да предоставят съответните екосистемни услуги и методите за тяхната оценка. В случая с регулацията на наводнения в тестовите райони е приложена методология, разработена от [Nedkov and Burkhard \(2012\)](#), направен е критичен анализ на някои от стъпките и е предложен алтернативен подход, който според автора повишава достоверността на резултатите. За услугите снабдяване с прясна вода, пречистване на водите и подхранване на подземните води е приложена методология, разработена от автора за нуждите на изследването.

Цел и задачи на изследването

Целта на изследването е разработване, критичен анализ и приложение на методи за количествена оценка и картографиране на капацитета на ландшафтите да осигуряват свързани с водите екосистемни услуги с помощта на геоинформационни технологии.

Задачите на изследването са продиктувани от поставените цели и обхващат голям обем от аналитична и изчислителна работа:

1. Литературен преглед на съществуващите методи за количествена оценка на свързаните с водите екосистемни услуги.
2. Критичен анализ и модификация на съществуваща методика за оценка на услугата регулация на наводнения.
3. Разработване на методика за оценка на услугите снабдяване с прясна вода, пречистване на водите и подхранване на подземните води.
4. Избор и приложение на подходящи хидроложки модели и методи за калибриране.
5. Анализ и допълнителна обработка на получените резултати.
6. Избор на подходящ метод за картографиране на екосистемните услуги.
7. Картографиране на получените резултати за капацитетите на различните ландшафти да осигуряват свързани с водите екосистемни услуги.
8. Анализ на получените крайни резултати и дискусия.

1. Теоретична постановка.

1.1. Екосистемни и ландшафтни услуги.

Първата рецензирана публикация, в която се използва терминът „екосистемни услуги“, е на американските учени Ehrlich and Mooney (1983) в списание БиоНаука (BioScience) със заглавие „Изчезване, замяна и екосистемни услуги“.

„Екосистемна оценка на хилядолетието“ (Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005)) е без съмнение единствена по рода си всестранна оценка на глобалните екосистеми е крайъгълен камък за утвърждаването на приложността на концепцията при управлението на околната среда.

С оглед честата употреба на термините „екосистема“, „екосистемни услуги“, „ландшафт“, „ландшафтни услуги“ е добре да се поясни тяхното значение.

Какво е екосистема?

В настоящата работа приемаме обобщеното определение на Зервудакис и др. (2007), според което „думата екосистема е съкращение на термина екологична система, което означава система, в която организмите (растения, животни, микроорганизми и др.) взаимодействат помежду си и с елементите на неживата природа (въздух, почва, скали, вода, и т.н.), и в която протича енергия и се осъществява кръговрат на веществата“. Екосистемите се различават по обхват - от планини и пустини до гори, ливади, и дори единичен вид дърво, и техните граници се дефинират от наблюдателя. Взаимовръзки, взаимодействия и процеси, в които живите организми, чрез физическите и химическите процеси, непрекъснато набавят енергия и изграждат материя като в същото време се осъществява рециклиране на веществата, поддържат целостта на системата (Зервудакис и др., 2007).

Какво са екосистемни услуги?

В настоящата работа е приета дефиницията, предложена в „Посланието от Залцау за Поддържане на екосистемните услуги и природния капитал”⁴, според която екосистемните услуги са "приносите на екосистемните структури и функции - в комбинация с

⁴ <http://www.uni-kiel.de/ecology/projects/salzau/uncategorized/'salzau-message'-on-sustaining-ecosystem-services-and-natural-capital/>

други елементи - за човешкото благосъстояние" (Burkhard et al., [2012a](#), [2014](#)). Това определение е избрано тъй като включва както приноса на природата за нашето благосъстояние, така и човешкия принос. Пояснението "в комбинация с други елементи" се отнася за антропогенните въздействия върху природната среда, които в днешно време са достигнали значителни размери и водят до съществено изменение на естествените функции на природата, особено в индустрията и земеделието.

Класификацията на екосистемните услуги не е унифицирана и претърпява изменения с времето. В настоящата работа е използвана типологията, предложена от Kandziora et al. ([2013](#)), където:

- **Регулиращите услуги** (regulating services) допринасят за човешкото благосъстояние чрез регулиране на естествените процеси, например регулиране на климата, или регулиране на хранителните вещества.

- **Материалните услуги** (provisioning services) са всички материали и продукти, които хората получават от природата и използват, например за храна и енергия.

- **Културните услуги** (cultural services) са неимуществените, нематериални ползи, които хората получават от екосистемите, напр. отдых, духовни и религиозни преживявания, вдъхновение, образование.

Какво е ландшафт?

В ландшафтната екология значението на термина ландшафт се обвързва с екосистемния подход. Според Forman and Godron ([1986](#)) „ландшафта е хетерогенна територия, съставена от определен брой взаимодействащи помежду си екосистеми, които се повтарят в определена последователност в пространството”.

Какво са ландшафтни услуги?

Ландшафтните услуги са екосистемните услуги, предоставени на ниво ландшафт. Ландшафтната екология е предшественик на голяма част от концепцията за екосистемните услуги ([de Groot, 1992](#); [Bastian et al., 1994](#); [Burkhard et al., 2009](#)). Ландшафтите са предпочитана пространствена и функционална единица при анализ на екосистемните услуги, поради своята комплексност и приложност в практиката и управлението на околната среда ([Müller et al., 2010](#)).

В настоящата работа термините екосистемни услуги и ландшафтни услуги са използвани като синоними, тъй като

изследването включва единствено анализ на екосистемните услуги на ниво ландшафт.

1.2. Свързани с водите екосистемни услуги.

Свързаните с водите екосистемни услуги, наричани още хидроложки услуги, се дефинират като ползите за хората, получени в следствие на влиянието на сухоземните екосистеми върху прясната вода ([Brauman et al. 2007](#)). Свързаните с водите екосистемни услуги, които се разглеждат в това изследване, са тези, които допринасят за водното количество и качество и регулират водния поток. От типологията предложена от Kandziora et al. ([2013](#)) това са регулация на водния поток (water flow regulation), пречистване на водите (water purification) и прясна вода (freshwater). Културните екосистемни услуги не са разглеждани в настоящата работа. Освен това, услугата регулация на водния отток е разглеждана в два независими аспекта и е анализирана като две отделни услуги – регулация на наводнения (flood regulation) и подхранване на подземните води (groundwater recharge), следвайки типологията, предложена от Burkhard et al. ([2009](#)).

1.2.1. Регулация на наводнения.

Според Nedkov & Burkhard ([2012](#)), екосистемната услуга регулация на наводнения се изразява в способността (капацитета) на ландшафтите да задържат вода при екстремни валежи, при което се намалява размерът на наводнението и рискът от щети.

1.2.2. Подхранване на подземните води.

Подхранването на подземните води е количеството повърхностни води, които достигат нивото на подземните води или при директния си контакт с крайречната територия, или чрез вертикално проникване през повърхностната зона за аерация ([Rushton & Ward. 1979](#)).

1.2.3. Пречистване на водите.

Екосистемната услуга пречистване на водите представлява капацитетът на една екосистема за пречистване на водата, напр. от седименти, пестициди, болестотворни микроби и патогени ([Kandziora et al., 2013](#)).

Тази разработка разглежда пречистването на водите от гледна точка на способността на ландшафтите да „разредят“ замърсителите допустима стойност на концентрацията и самопречиствателната способност на реките ([Иачев и др. 1983](#), [Franke et al. 2013](#); [Hoekstra et al. 2011](#)).

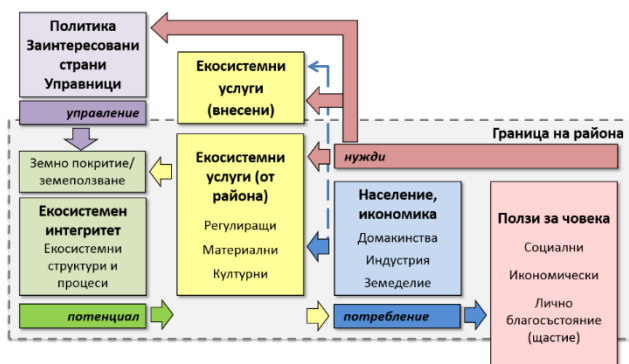
Произходът на замърсителите във водните обекти могат да са от точкови източници (предприятия и др.) или от дифузно замърсяване (от земеделски практики и др.).

1.2.4. Снабдяване с прясна вода.

Концепцията за екосистемните услуги е изцяло антропоцентрична, поради което дадена функция или продукт на околната среда се разглежда като услуга само ако допринася за човешкото благосъстояние. В този смисъл екосистемната услуга прясна вода се дефинира като използваната прясна вода, напр. за пиене, домашни и промишлени нужди, напояване ([Kandziora et al. 2013](#)), понеже това е продуктът (услугата), който допринася за благосъстоянието на хората.

1.3. Количествена оценка на свързаните с водите екосистемните услуги.

При оценката на екосистемните услуги от изключителна значимост е разбирането на тяхното място в системата човек-природна среда. На Фигура 1.3 е показано схематично чрез каскада на екосистемните услуги как те се отнасят към останалите елементи от системата и какви са взаимодействията между тях.



Фигура 1.1 Каскада на екосистемните услуги (адаптирана по [Burkhard et al., 2012b](#)).

Настоящата работа се концентрира единствено върху разработване и критичен анализ на методите за количествена оценка на реалните потоци на свързаните с водата екосистемни услуги. За тази цел от основно значение е изборът на подходящи индикатори, които могат да бъдат получени чрез анализ на изходните данни от съществуващи хидроложки модели и концепцията за водния отпечатък.

Индикаторът е измерване или показател, основан на данни, подлежащи на проверка, който съдържа информация, характеризираща повече от него самия ([BIP 2011](#)). Според Wiggner and Müller ([2004](#)), индикаторите са променливи, които предоставят обобщена информация за даден феномен.

1.3.1. Хидроложко моделиране.

В настоящата разработка са използвани два хидроложки модела – KINEROS и SWAT, чрез техните инструменти за приложение в ГИС среда – съответно AGWA tool и ArcSWAT.

KINEROS (KINematic runoff and EROSION) ([Woolhiser et al. 1990](#); Smith et al. [1995a](#), [1995b](#)) е детерминистичен модел, базиран на фундаментални физични закони, при който диференциацията на басейна е на суббасейни (моделни елементи). Подходящ е за моделиране на процесите на интерцепция, инфилтрация, повърхностен отток и ерозия при относително малки водосборни басейни (до 100 км²), за които е характерен преобладаващ повърхностен отток.

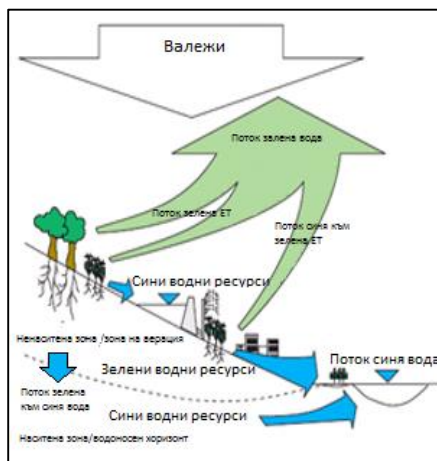
SWAT (Soil and Water Assessment Tool) ([Arnold et al. 1998](#); [Arnold and Fohrer 2005](#)) е детерминистичен хибриден модел, разработен с цел да предвижда дългосрочното въздействие на различните видове земеползване върху водата, седиментите и количествата земеделски химикали в големи, сложни водосборни басейни с разнообразни почви, земеползване и методи на управление

Моделът диференцира пространствено басейнът на суббасейни, които от своя страна са организирани в следните категории: климат; еднородни хидроложки единици (hydrological response units or HRUs); езера/влажни зони; подземни води; главен воден поток. Еднородните хидроложки единици представляват райони в отделните суббасейни с уникална комбинация от земно покритие, почва и топография. За тях се приема, че имат хомогенни (еднородни) хидроложки свойства ([Neitsch et al., 2011](#)).

1.3.2. Воден отпечатък.

Концепцията за *водния отпечатък*⁵ е въведена от Hoekstra and Hung (2002) с идеята за разглеждане на водното потребление по цялата производствена верига. Воденият отпечатък е индикатор на използваната прясна вода, който разглежда не само прякото потребление на вода от потребителите или производителите, но също и непрякото потребление. Водният отпечатък на даден продукт е обемът прясна вода, използван за неговото производство, измерена по цялата верига на производство, до достигането до крайния консуматор.

За разбирането на неговите компоненти е необходимо първо да се разбере концепцията за синя и зелена вода в природата въведена от Falkenmark (2003). *Сините водни ресурси* са подземните води, езерата, влажните зони, язовирите. *Зелените водни ресурси* са влажността в почвата или в ненаситената зона (зона на аерация) (unsaturated zone). Тези ресурси генерират потоци. *Потокът зелена вода* се формира от сбора на евапотранспирацията от биомасата на сухоземните екосистеми и изпарението на вода от прилежащите територии (поток зелена ET) и водните обекти (поток синя към зелена ET) (земеделска земи, гори, ливади, савани). *Потокът синя вода* се формира от реките, влажните зони, подземния отток (Фигура 1.4).



Фигура 1.4 Концептуален модел на разглеждането и управлението на водните ресурси като зелени и сини (по Falkenmark and Rockström, 2006).

⁵ <http://www.waterfootprint.org/?page=files/home>

Синият воден отпечатък се отнася до потреблението на сини водни ресурси (повърхностни и подземни води) по веригата на производство и разпространение на даден продукт. *Зеленият воден отпечатък* е потреблението на зелени водни ресурси (дъждовна вода, която не се е преобразувала в отток). "Потребление" се отнася до изразходваната синя и зелена вода, от наличната във водосборния басейн, за нарастване на биомасата на растенията, които пряко и непряко се използват от хората и допринасят за тяхното благосъстояние.

Сивият воден отпечатък се отнася до замърсяването и се дефинира като обемът прясна вода, който е необходим, за да се асимилира даден замърсител, вземайки предвид фоновите концентрации и съществуващите стандарти за качество на околната среда вода. Hoekstra et al. (2011) предоставят подробен наръчник за приложение на методологията за оценка на водния отпечатък.

За настоящата разработка е необходимо също да се изясни терминът *виртуална вода* и неговото отношение към водния отпечатък. Виртуалната вода е характеристика на продуктите и представлява водата, която е използвана за производството на земеделски или индустриален продукт. За предпочитане е райони с ограничени водни ресурси да внасят продукти, които изискват голямо количество вода при своето производство и да изнасят продукти или услуги, които изискват по-малко вода. Това означава нетен внос на виртуална вода, като противовес на вноса на прясна вода, което е изключително скъпо (Hoekstra and Hung, 2002).

1.4. ГИС базирани приложения за оценка и картографиране на екосистемни услуги.

Според определението на Aronoff (1989), ГИС е компютърно базирана система, притежаваща следните четири набора от възможности за работа с геореферирани данни: въвеждане на данни; управление на данни; манипулиране (обработка) и анализ на данни; извеждане на данни и информация във вид на краен продукт (карти, таблици и графики).

В настоящата работа, за приложението на хидроложкия модел KINEROS е използвано ГИС приложението AGWA 2000 (Automated Geospatial Watershed Assessment; Miller et al. 2007), а за хидроложкия модел SWAT е използвано приложението за ArcGIS – ArcSWAT 2012 (Winchell et al., 2013).

2. Райони на изследване и изходни данни.

2.1. Райони на изследване (тестови райони) – природно-географска характеристика.

Избраните планински водосбори (Фигура 2.1) са с изразена нужда от анализ на свързани с водите екосистемни услуги, поради тяхното нарушено и недостатъчно осигуряване. Освен това, поради методологичния характер на настоящата работа, районите са избрани, също поради факта, че са били предмет на предходни изследвания и за тях има разработени детайлни бази данни. Те служат като тестови райони за съответните екосистемни услуги и разработената за техния анализ методология.

За услугата регулация на наводнения обект на изследване са: един суббасейн в горното течение на р. Малки Искър – басейна на р. Равна и един суббасейн в района на горното течение на р. Янтра, включващ изворите на главната река. И за двата басейна, освен характерната географска база данни са използвани и резултати от модела KINEROS, получени от предходни изследвания.

За услугите снабдяване с прясна вода, пречистване на водите и подхранване на подземните води обект на изследване е басейнът в горното течение на р. Огоста, над язовир Огоста. Използвана е налична база данни от предходни изследвания. Моделът SWAT е приложен специално за нуждите на дисертацията, без налични моделни резултати от предходни изследвания.



Фигура 2.1 Карта на тестовите райони.

2.1.1. Водосборен басейн на р. Равна.

Басейнът на р. Равна е разположен в горната част на водосбора на р. Малки Искър, нагоре по течението от с. Бойковец, по северните склонове на Етрополския дял на Западна Стара планина. Заема площ от 2578.6 ha и е най-малък от изследваните басейни. Надморската му височина е от 680 до 1479 m. Главната река – Равна, е най-големият ляв приток на р. Малки Искър ([Николова и Недков, 2012](#)).

2.1.2. Водосборен басейн на р. Янтра.

Водосборният басейн на р. Янтра е най-големият от басейните, в които е изследван капацитетът на ландшафтите за регулация на наводнения. Заема 28627 ha, в по-голямата си част разположени нагоре по течението от гр. Габрово. Надморската му височина варира от 357 до 1440 m. ([Николова и Недков, 2012](#)).

2.1.3. Водосборен басейн на р. Огоста.

Разглежданата част от басейна на р. Огоста е в нейното горно течение, до хидрометричната станция при с. Гаврил Геново, преди яз. Огоста. Басейнът заема площ от 51798.5 ха. Надморската му височина варира от 202 до 2009 m. Формиран е в границите на Западна Стара планина и западната част на Предбалкана. Водосборът обхваща изцяло горното течение на р. Огоста над с. Гаврил Геново и е част от басейна, захранващ яз. Огоста ([Коцев, 2003](#)).

2.2. Изходни данни.

За използваните хидроложки модели, необходимите изходни данни са земно покритие, почви, цифров модел на релефа (digital elevation model, DEM), валежи и климатични данни. Освен това за калибрирането са необходими данни за речния отток. Различните модели имат различни изисквания към необходимите данни. Всички модели и повечето изходни данни, използвани за това изследване са от свободно достъпни източници, с изключение на: хидро-климатичните данни и данни за оттока за басейна на р. Равна, закупени по проект „Приложение на модела KINEROS за определяне на застрашените от наводнения територии в критични участъци от басейна на р. Малки Искър“, финансиран от Министерството на държавната политика при бедствия и аварии (2007 - 2008 г.); хидро-климатичните данни и данни за оттока за басейна на р. Янтра,

предоставени от проект REKA, финансиран от Национална научна фондация на САЩ; данните за оттока от хидрометричната станция при с. Гаврил Геново, необходими за калибриране на модела SWAT за басейна на р. Огоста, закупени по проект „Arsenic contamination of Ogosta river: Linking biogeochemical processes in floodplain soils with river system dynamics (ASCOR)“, финансиран от Българо-Швейцарска програма за сътрудничество (2011 – 2016 г). Изходните данни, необходими за оценката на водния отпечатък включват както данни от изследване на качеството на водите и почвите в басейна, така и статистически данни от предходни изследвания и хидроложки параметри.

2.2.1. Изходни данни за модел KINEROS

За анализа на екосистемната услуга регулация на наводнения във водосборните басейни на реките Равна и Янтра е приложен моделът KINEROS. Приложението на модела в изследваните територии не е обект на това изследване. За настоящето изследване са използвани моделни резултати, получени от предходни изследвания в съответните райони, публикувани в книгата „Рискът от наводнения. ГИС моделиране на промените в околната среда за оценка на риска от наводнения“, с автори М. Николова и С. Недков ([2012](#)).

Данните, необходими за “захранване” на приложението за работа с KINEROS в ГИС среда – AGWA, са:

- цифров модел на релефа (DEM) - резолюция 30 m.;
- карта на земното покритие - CORINE land cover 2000; допълнителна интерпретация на сателитни изображения ([Вацева, 2007](#));
- почвена карта - Електронна почвена карта, изработена от ИАПР към МЗХ; класификация – преведена към FAO soils ([Коцев, 2007](#));
- климатична информация за денонощните стойности на основните климатични компоненти и хидроложки данни за речния отток - хидрометрични пунктове ХМС 18150 (107) и 18550 (108); дъждомерна станция № 64420; данни от НИМХ за високите вълни - 1995-2005г.).

2.2.2. Изходни данни за модел SWAT.

За изследването на екосистемните услуги подхранване на подземните води, пречистване на водите и снабдяване с прясна вода са

използвани резултати от хидроложкия модел SWAT. Моделни резултати от SWAT не са налични от предходни изследвания, поради което моделът е приложен от докторанта в басейна на р. Огоста специално за подготовката на представения дисертационен труд.

Данните, необходими за храненето на модела SWAT, както при KINEROS, включват:

- цифров модел на релефа - резолюция 50 m; извлечен от ГИС базата данни „ДЖАЙКА“ (JICA);
- данни за земно покритие - физически блокове от M3X; CORINE 2000; класификацията е преведена към SWAT земеползване/растителност;
- почви - Електронна почвена карта, изработена от ИАПР към M3X; класификация – преведена към FAO soils;
- хидро-климатични данни - дневни данни за валежи, температура, относителна влажност на въздуха, скорост на вятъра и слънчева радиация - получени от свободно достъпната глобална климатична база данни Climate Forecast System Reanalysis (CFSR).

2.2.3. Изходни данни за изчисляване на сивия воден отпечатък.

За изчисляването на сивия воден отпечатък са използвани данни за замърсяването с тежки метали в района на заливната тераса и водите на р. Огоста. Тези данни са използвани за определяне на нуждата от екосистемната услуга пречистване на водите в зависимост от степента на замърсяване.

Използваните данни за замърсяването с тежки метали в повърхностните води, и по-точно с арсен (As) и цинк (Zn), са от Националния мониторинг на водите, изпълняван от Изпълнителната агенция по околна среда (ИАОС) към Министерството на околната среда и водите (МОСВ). Получените данни са от станцията при с. Гаврил Геново и са определени в mg/l за периода 2001-2005 г. В Таблица 2.6 са показани дните и стойностите на измерванията за арсен и цинк и колко пъти превишават стойностите за максимално допустима концентрация (МДК) и фоновите стойности. Фоновите стойности и тези за МДК са взети от „Приложение 1 към окончателен (финален) доклад по обществена поръчка с предмет определяне на стандарти за качество за химичното състояние на повърхностните води“, гр. Благоевград, ([Консорциум за интегрално управление на води, 2010](#)). Използваните стойности са валидните, според

законодателството на Нидерландия, като единствен източник, намерен в литературата, предоставящ изисквания за фоновы стойности и МДК и за двата метала в повърхностните води за държава в Европа. Те са както следва:

- За арсен - 32 mg/m3 МДК и 1 mg/m3 фоновы стойност;
- За цинк - 40 mg/m3 МДК и 12 mg/m3 фоновы стойност.

*Таблица 2.1 Концентрация на арсен и цинк във водите на р. Огоста по данни от станцията при с. Гаврил Геново и тяхното отношение към допустимите МДК и фоновы стойности**

Дата	Арсен (mg/m3)	Цинк (mg/m3)	As/МДК (32 mg/m3)	Zn/МДК (40 mg/m3)	As/фон (1 mg/m3)	Zn/фон (12 mg/m3)
2/6/2001	38.0	9.0	1.19	0.23	38.0	0.75
5/3/2001	43.0	20.0	1.34	0.50	43.0	1.67
8/6/2001	53.0	18.0	1.66	0.45	53.0	1.50
10/3/2001	38.0	30.0	1.19	0.75	38.0	2.50
11/6/2001	50.0	52.0	1.56	1.30	50.0	4.33
2/5/2002	32.0	25.0	1.00	0.63	32.0	2.68
5/8/2002	35.0	15.0	1.09	0.38	35.0	1.25
6/4/2002	46.0	47.0	1.44	1.18	46.0	3.92
7/2/2002	83.0	35.0	2.59	0.88	83.0	2.92
8/6/2002	50.0	66.0	1.56	1.65	50.0	5.50
9/2/2002	47.0	32.0	1.47	0.80	47.0	2.67
10/2/2002	35.0	16.0	1.09	0.40	35.0	1.33
11/4/2002	30.0	15.0	0.94	0.38	30.0	1.25
2/3/2003	23.4	32.0	0.73	0.80	23.4	2.67
5/8/2003	37.0	27.0	1.16	0.68	37.0	2.25
8/5/2003	83.2	17.0	2.60	0.43	83.2	1.42
9/3/2003	64.0	-	2.00	-	64.0	-
10/7/2003	53.4	17.0	1.67	0.43	53.4	1.42
11/4/2003	43.1	21.0	1.35	0.53	43.1	1.75
12/3/2003	35.3	26.0	1.10	0.65	35.3	2.17
2/3/2004	20.8	27.0	0.65	0.68	20.8	2.25
5/4/2004	31.7	32.0	0.99	0.80	31.7	2.67
8/3/2004	73.6	40.0	2.30	1.00	73.6	3.33
11/2/2004	48.1	8.0	1.50	0.20	48.1	0.67
2/1/2005	29.0	24.0	0.91	0.60	29.0	2.00
5/3/2005	30.0	18.0	0.94	0.45	30.0	1.50
9/7/2005	43.0	8.0	1.34	0.20	43.0	0.67
11/1/2005	22.0	32.0	0.69	0.80	22.0	2.67

*зелено – в допустимите стойности; жълто – между един и два пъти над допустимите стойности; червено – повече от два пъти над допустимите стойности

За изчисляването на сивия воден отпечатък също така са необходими данни за замърсяването на почвите в изследваната територия. За басейна на р. Огоста такова изследване е налично само за района на заливната тераса. Данните са получено от Отчет за изпълнение на проучвателни работи по тема: „Определяне по землища

вида и степента на екологично замърсените земи с тежки метали и режима на земеползване, необходим за земеползването“, област Монтана, общ. Г. Дамяново ([Спектротех, 1994](#)). Използваното изследване е извършено преди анализиращия период (2000-2005 г.), но е най-актуалното и равномерно разпределено по територията към момента. Освен данните за замърсяването с тежки метали в територията към отчета са приложени карти, спрямо които е дигитализирана границата на изследваната територия и пунктовете на опробване (Фигура 2.6).



Фигура 2.2 Карта на басейна на р. Огоста и района на пробоземане за изследване на замърсяването с тежки метали.

3. Методика на изследването.

3.1. Метод за оценка на регулацията на наводнения.

За оценката на екосистемната услуга регулация на наводнения е приложен метод, разработен от Nedkov & Burkhard ([2012](#)), като в процеса на работа е направен критичен анализ на някои от елементите на методологията и са направени съответните предложения за изменение. Изследването е публикувано в Boyanova et al. ([2014](#))

Избраните индикатори са инфилтрация, повърхностен оток и максимален отток, които са получени като изходни параметри от модела KINEROS. В Таблица 3.1 са показани зависимостите между

отделните индикатори и съответния капацитет. Както беше споменато по-рано, процесът на моделиране и калибриране на модела KINEROS не са обект на настоящето изследване. За справка – [Николова и Недков, 2012](#).

Таблица 3.1 Взаимовръзка между отделните хидроложки параметри (индикатори) и осигуреният капацитет за регулация на наводнения.

Хидроложки параметър/индикатор	Стойност	Капацитет за регулация на наводнения
Инфилтрация	висок	висок
Повърхностен оток	нисък	висок
Максимален отток	нисък	висок

На Фигура 3.1 е показана приложената методология, адаптирана от Nedkov & Burkhard ([2012](#))



Фигура 3.1 Методология за оценка и картографиране на капацитета на ландшафтите да предоставят екосистемната услуга регулация от наводнения (по [Boyanova et al. 2014](#); адаптирана по [Nedkov & Burkhard, 2012](#))

Стъпките, предприети за изпълнението на методологията, включват:

1. Моделните резултати за всеки хидроложки параметър в съответния воден басейн се разделят на шест равни интервала (в класове капацитет от 0 до 5), чрез приложението на метода за класификация *равен интервал (equal interval)*. По този начин се гарантира равномерната градация между отделните класове капацитет и съответните им количества. Тук идва една от основните разлики от методологията, предложена от Nedkov & Burkhard (2012), понеже в своите изследвания те прилагат *квантили (quantiles)* като метод за класификация, което води до по-неточна интерпретация на количествените стойности в зависимост от тяхното разпространение.

2. Резултатите се препокриват с данните за земното покритие чрез командата *overlay*.

3. Определя се пространственото разпределение (площта) на различните класове земно покритие в отделните класове капацитет, с цел да се измери каква площ от различните типове земно покритие попадат в различните класове капацитети. Това се изпълнява за всеки хидроложки параметър/индикатор поотделно.

4. Площите на различните типове земно покритие в съответните класове са осреднени за трите хидроложки параметъра.

5. Определя се класът капацитетът, в който даден тип земно покритие заема най-голяма площ.

6. Този клас се приема за капацитет на съответния тип земно покритие да осигурява екосистемната услуга регулация на наводнения. Тук идва втората съществена разлика от методологията на Nedkov & Burkhard (2012). При своите анализи те определят капацитета на различните класове земно покритие на базата на процента, който те заемат в съответния клас капацитет. Това въвеждане на процентни съотношения изменя съотношението между пространствените параметри и води до по-неточна интерпретация.

3.2. Метод за оценка на останалите свързани с водите ЕУ.

Ключова роля при оценката на останалите три свързани с водите екосистемни услуги (СВЕУ) играят изходните параметри от модела SWAT. Те осигуряват основните индикатори за тяхната оценка. Друг ключов елемент е интеграцията на концепцията за водния отпечатък при анализа.

Представеният във Фигура 3.2 концептуален модел се отнася към методологията за оценка на останалите три СВЕУ – подхранване на подземните води, пречистване на водите, снабдяване с прясна вода.



Фигура 3.2 Концептуален модел за оценка на CBEU чрез приложението на модела SWAT и концепцията за водния отпечатък.

3.2.1. Метод за оценка на подхранването на подземните води

Един от хидроложките параметри, получени на изхода на модела, е *подхранване на подземните води* (*Groundwater recharge - GW_RCHG*). Той ни дава количество води, достигащи водоносния хоризонт за определен период от време. Това го прави най-подходящият индикатор за количествена оценка на екосистемната услуга подхранване на подземните води.

Исходните данни от модела за подхранване на подземните води, както и за всички хидроложки параметри, са в [mm] и са прехвърлени в [m³/ha] чрез умножение по фактор 10 (формула (1)) ([Hoekstra et al., 2011](#)). Това е необходимо за картографирането на резултатите и е изпълнено за всички приложени в изследването параметри.

$$GW_RCHG [mm] * 10 = GW_RCHG [m^3 / ha] \quad (1)$$

3.2.2. Метод за оценка на снабдяването с прясна вода.

Екосистемната услуга прясна вода се дефинира като използваната прясна вода, напр. за пиене, домашни и промишлени нужди, напояване ([Kandziora et al., 2013](#)). От друга страна, по дефиниция, водният отпечатък на даден продукт или услуга е обемът прясна вода, използван за тяхното „производство“, до достигане до крайния потребител ([Hoekstra et al., 2002; 2011](#)). Всеки тип ландшафт в даден район (водосборен басейн) предоставя, пряко или косвено,

значими за човешкото благосъстояние екосистемни услуги – регулиращи, материални и/или културни. В този смисъл, обемът прясна вода, използван в различните видове ландшафти (син и зелен воден отпечатък), е индикатор на екосистемната услуга снабдяване с прясна вода.

В това изследване, потреблението на вода от различните ландшафти се свежда до потреблението на вода от растенията. За естествените, слабо изменени и силно изменени ландшафти по класификацията на Недков и Гиков (2014), консумацията на прясна вода от растенията обхваща основната част от водното потребление. Това не важи за силно изменените ландшафти, които обхващат урбанизираните територии, където консумацията на прясна вода от растенията е минимална, поради намаленото присъствие на зелени площи. В тези територии основни компоненти на потреблението на прясна вода са директното потребление от домакинствата и консумацията на виртуална вода, които не са отразени при анализа.

Според Hoekstra et al. (2012), потреблението на прясна вода от растенията, т.е. техния син и зелен воден отпечатък (СЗВО) е равен на тяхната евапотранспирация. Количеството вода, интегрирана в растенията, е 1% от тяхната евапотранспирация, което е пренебрежимо малка част от общата консумация, поради което най-често не се взема предвид при оценката.

Един от хидроложките параметри, резултат от SWAT, е необходимият ни индикатор – *действителната евапотранспирация* на отделните еднородни хидроложки единици (*Actual evapotranspiration – ET*).

3.2.3. Метод за оценка на пречистването на водите.

Моделът SWAT предоставя параметри, които определят какво количество вода се генерира в басейна и се преобразува в отток. Това количество представлява реално осигурената услуга.

а) Метод за оценка на осигуреното пречистване на водите от точкови източници на замърсяване.

Количеството вода, което се влива в речния поток и допринася за разреждането на концентрацията на съществуващото замърсяване, е индикатор на осигурената услуга пречистване на водите. Един от хидроложките параметри, получени на изхода на модела SWAT, е сумарният отток (*Water yield – WYLD*). Той ни дава общото количество вода, което напуска еднородната хидроложка единица и попада в

речния поток. Чрез него получаваме пространствени количествени данни за приноса на отделните еднородни хидроложки единици за разреждането на замърсяването в повърхностните води.

b) *Метод за оценка на осигуреното пречистване на водите от дифузни източници на замърсяване.*

Количеството вода, която се инфилтрира през почвите, „отмива“ замърсителите и намалява тяхната концентрация до допустимите стойности, е индикатор за осигурената услуга пречистване на водите. Има два изходни хидроложки параметъра от SWAT, които ни дават тези количества – перколагията (*Percolation – PERC*) и почвеният отток (*Lateral flow – LATQ*). Перколагията е водата, която се придвижва в низходящата посока през почвата, до достигане на зоната на активен водообмен, а почвения отток е водата, която се придвижва през почвата странични и достига речния поток. Тяхната сума ни дава водата, която се протича през почвите.

3.2.4. Метод за оценка на нуждата от екосистемната услуга пречистване на водите.

Екосистемната услуга пречистване на водите е единствената услуга, за която са оценени както осигурената услуга (supply), така и нуждата от услуга (demand) и е направен анализ на техния баланс. За тази цел е използвана концепцията за сивия воден отпечатък.

Сивият воден отпечатък (CBO) се отнася до замърсяването и се дефинира като обемът прясна вода, който е необходим, за да се асимилира даден замърсител, вземайки предвид фоновите концентрации и съществуващите стандарти за качество на водата в околната среда ([Hoekstra et al., 2011](#)). Затова CBO е подходящ индикатор за оценка на нуждата от екосистемната услуга пречистване на водите, чрез определяне на необходимото количество вода за асимилацията на даден замърсител. Чрез сравнителен анализ на нуждата и реално осигурената услуга може да се определи баланса на услугата в басейна.

Franke et al. ([2013](#)) и Hoekstra et al. ([2011](#)) предоставят подробно ръководство със стъпките за оценяването на CBO за всеки отделен замърсител в басейна. Общият CBO за басейна е равен на този на замърсителя с най-голям CBO. Замърсителите, които са изследвани за басейна на р. Огоста са арсен и цинк, като са използвани данни от предходни изследвания на замърсяването, споменати по-горе.

Освен това, за оценката на СВО в даден район се разглеждат два отделни източника на замърсяване – замърсяване на повърхностните води от точкови източници (замърсители, директно постъпили във водното тяло) и дифузно замърсяване на повърхностните води (замърсители в почвата, които чрез почвения отток попадат във водното тяло). За тяхното определяне са необходими различни изходни данни и изчисления.

а) Метод за определяне на СВО в следствие замърсяване от точкови източници.

СВО в следствие замърсяване от точкови източници се изчислява по формула (2) ([Franke et al., 2013](#); [Hoekstra et al., 2011](#)).

$$CBO[m^3] = \frac{A[kg]}{(МДК - фон)[kg / m^3]} \quad (2)$$

където A е количеството освободен замърсител в kg, $МДК$ е максимално допустимата концентрация на съответния замърсител в повърхностните води, $фон$ е неговата фоновая стойност в kg/m^3 .

За басейна на р. Огоста няма налични данни за количеството освободени арсен и цинк, поради нерегулирания произход на замърсяването. Налични са само данни за концентрацията на замърсяването с арсен и цинк в повърхностните води от Националния мониторинг на водите, изпълняван от Изпълнителната агенция по околна среда (ИАОС) към Министерството на околната среда и водите (МОСВ) от станцията при с. Гаврил Геново в mg/l за периода 2001-2005 г. За тяхното преобразуване в kg/m^3 е приложена формула (3).

$$A[mg / l] * 10^3 = A[kg / m^3] \quad (3)$$

Тъй като измерванията за качеството на водата са правени на неравномерни интервали – между 25 и 95 дни помежду им - няма налични данни за концентрацията на замърсителите през всеки ден от изследвания период. За определянето на концентрацията на замърсяването за всеки ден от изследвания период са приложени формули (4) и (5).

$$a_n = \frac{A_n - A_1}{N} \quad (4)$$

$$A_{(n-1)} = A_1 + a_n * (n-1) \quad (5)$$

където a_n е изменението на стойността за всеки ден между две последователни измервания, A_1 и A_n са две последователни измервания (A_1 преди A_n), N е броят на дните между A_1 и A_n , $A_{(n-1)}$ е концентрацията на замърсяването в ден без измервания, $(n-1)$ е ден без измервания между A_1 и A_n .

От същата станция при с. Гаврил Геново са налични данни за оттока на реката (D) в кубични метра в секунда (m^3/sec). За тяхното преобразуване в кубични метра на ден е приложена формула (6).

$$D[m^3 / sec] * 86400 = D[m^3 / day] \quad (6)$$

За определянето на количеството замърсител (A kg) преминаващо през измервателната станция в килограми на ден, е приложена формула (7).

$$A[kg / m^3] * D[m^3 / day] = A[kg / day] \quad (7)$$

Дневните данни за количеството замърсител, преминаващ на изхода на изследвания басейн при станцията на с. Генерал Геново, ни дават възможност да изчислим това количество за месец, година или целия период на изследване.

Получените данни за количеството арсен и цинк и съответните максимално допустима концентрация и фонова стойност за всеки от тях ни дават възможност да изчислим техния СВО.

b) Метод за определяне на СВО в следствие дифузни източници на замърсяване.

Чрез почвения отток замърсителите в почвите попадат във водното тяло. По този начин те също оставят своя СВО в изследвания

басейн. Той се изчислява по формула (8) ([Franke et al.,2013](#); [Hoekstra et al., 2011](#)).

$$CBO = \frac{\alpha * A[kg]}{(МДК - фон)[kg / m^3]} [m^3] \quad (8)$$

където α е относителният дял на излужване на замърсителите от почвата, A е количеството замърсител в kg, $МДК$ е максимално допустимата концентрация на съответния замърсител в повърхностните води, $фон$ е неговата фонова стойност в kg/m³.

Относителният дял на излужване на замърсителите от почвата е частта химичен замърсител, която чрез инфилтрацията достига повърхностните или подземните води ([Franke et al.,2013](#)). Той може да има стойност между 0 и 1 и зависи от множество фактори. Изчислява се по формула (9):

$$\alpha = \alpha_{\min} + \left[\frac{\sum_i S_i * w_i}{\sum_i w_i} \right] * (\alpha_{\max} - \alpha_{\min}) \quad (9)$$

където $\alpha_{\min}$ и $\alpha_{\max}$ са минималния и максималния относителен дял на излужване в зависимост от типа на изследвания замърсител - за тежки метали $\alpha_{\min} = 0.4$ и $\alpha_{\max} = 0.9$ ([Franke et al.,2013](#)), S_i е силата на фактора (score), от който зависи α и W_i неговата тежест, като авторът предоставя стойностите за S_i и W_i за различните фактори и техните характеристики.

Факторите, от които зависи α са:

- K_d - коефициент на разпределение – зависи както от химичните свойства на изследвания замърсител, така и от характеристиките на почвата, например рН; дефинира се като отношението на концентрацията на сорбираните и разтворени химически вещества при равновесие.

- Механичен състав на почвата;
- Потенциалния риск от водна ерозия;

- Интензитет на валежите;
- Изкуствено напояване.

Данните за концентрацията на арсен и цинк в изследваната територия от 270 пунктове на опробване, са пространствено визуализирани чрез интерполация, за получаване на тяхното пространствено разпределение под формата на повърхнина. За нуждите на настоящото изследване, за интерполация на данните за концентрация на замърсяванията с арсен и цинк беше избран методът Вороной полигони (Voronoi polygons), въпреки по-ниската му точност. Причината за това е, че при прилагане на Вороной полигони интерполираната повърхнина е изградена от полигони със сравнително големи размери (в зависимост от гъстотата и пространственото разпределение на данните). При всички останали методи за интерполация повърхнината се образува от растерни изображения, изградени от множество пиксели, което значително би затруднило провеждането на необходимите изчисления за определяне на теглото на замърсителите.⁶

За преобразуването на данните за концентрацията на замърсяването от mg/kg в kg са приложени формули (10), (11), (12) и (13).

$$VoronoiArea[m^2] * Depth[m] = SoilVolume[m^3] \quad (10)$$

$$SoilVolume[m^3] * SoilDensity[kg / m^3] = SoilWeight[kg] \quad (11)$$

$$SoilWeight[kg] * A[mg / kg] = A[mg] \quad (12)$$

$$A[mg] * 10^6 = A[kg] \quad (13)$$

където $VoronoiArea[m^2]$ е площта на Вороной полигоните, $Depth[m]$ е дълбочината на пробовземането – в случая 0.2m, $SoilVolume[m^3]$ обемът почва за всеки Вороной полигон на дълбочина 0.2m, $SoilDensity[kg / m^3]$ е плътността на почвата според текстурата при въздушно сухо състояние – източник Miller and Donahue (1995),

⁶ Тук е добре да се отбележи методологичния характер на разработката и необходимостта от компромиси с точността, поради липсата на данни.

SoilWeight[kg] е теглото на почвата, *A* е изследваният химичен замърсител.

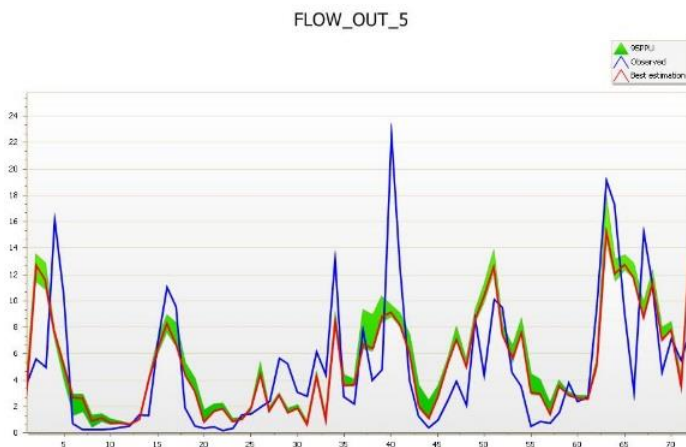
При извършването на тези изчисления не се взимат предвид количествата замърсяващи вещества в почвената влажност поради липса на данни. Затова е важно да се отбележи, че оценката на сивия воден отпечатък е непълна, поради което и занижена.

4. Резултати от изследването.

4.1. Калибриране на резултатите от модела SWAT и привеждане на данните в подходящ вид за работа в ГИС среда.

Моделните резултати от SWAT са калибрирани с помощта на свободно достъпния софтуер за автоматично калибриране SWAT-CUP (SWAT Calibration and Uncertainty Programs), разработен от Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. Софтуерът включва няколко различни програми за анализ на чувствителността, калибриране, валидиране и анализ на неопределеността като всеки от тях има различни характеристики в зависимост от нуждите на изследването. След литературен преглед, за настоящата работа е избрана програмата SUFI-2 (Sequential Uncertainty Fitting Algorithm), на базата на разработките на Schuol et al. (2008) и Shope et al. (2014), които прилагат сходни изходни параметри при анализите си. Входящите параметри за калибрирането са заимствани от Shope et al. (2014). SUFI-2 намалява неопределеността на параметрите итеративно. Извършени са осем итерации до достигането на задоволителни статистически резултати за параметрите на модела.

Калибрирането е изпълнено с данни за месечния повърхностен отток от хидрометричната станция при с. Гаврил Геново за периода 2000-2005 г. Графиката на Фигура 4.2 изобразява със синя линия измерените стойности на повърхностния отток през този период (observed), а с червено – най-добрата симулация (best estimation). Забелязва се несъответствие и генерализация на пиковите в оттока, което вероятно се дължи на липсата на хидро-климатични данни в границите на басейна. Зелената линия на графиката – 95%-ната неопределеност на симулацията (the 95% prediction uncertainty – 95PPU), представлява количествена оценка на неопределеността на резултатите в следствие на неопределеността на параметрите.



Фигура 4.1 Измерени и симулирани стойности на месечния речен отток и неопределеност на резултатите.

Основните статистически характеристики, значими при оценката на симулациите на модела са коефициентът на детерминация – R^2 и Наш-Ситклиф коефициентът на полезно действие (Nash-Sitcliffe efficiency – NSE; [Nash and Sutcliffe 1970](#)). Коефициент R^2 оценява крос-корелации зависими от времето и пространството и определя дали поведението на системата е добре представено от модела. Стойностите му са между 0 и 1. NSE е нормализиран корелационен коефициент, който се използва за сравнение на наблюдавани променливи и остатъчни променливи, особено при пикови събития. Неговата стойност може да бъде от $-\infty$ до 1. В Таблица 4.1 са дадени стойностите на тези коефициенти, постигнати при калибрирането. И двата коефициента са в приемливи граници според критерия, предложен от Moriasi et al. ([2007](#)), за приемливи стойности на параметрите при калибриране на месечен речен отток.

Таблица 4.1 Статистически характеристики на изпълнението на модела.

	R^2	NSE
Калибриране	0.50	0.50
Валидиране	0.50	0.49

4.2. Оценка на екосистемните и ландшафтни услуги.

4.2.1. Оценка на капацитета за осигуряване на екосистемната услуга регулация на наводнения в басейните на реките Равна и Янтра.

Както беше пояснено в предходната глава, оценката на капацитета за осигуряване на регулация на наводнение се реализира за различните видове земно покритие на изследваната територия. За тази цел са използвани избрани изходни данни от модел KINEROS, като резултатите за всеки определен за подходящ хидроложки параметър в съответния воден басейн се разделят на шест равни интервала (в класове капацитет от 0 до 5), чрез приложението на метода за класификация *равен интервал (equal interval)*. Като резултат от тази процедура, в Таблица 4.2 са дадени количествените измерения на капацитетите за регулация на наводненията в изследваните райони.

Таблица 4.2 Количествени измерения на капацитетите за регулация на наводненията в басейните на реките Равна и Янтра.

Клас капацитет	Равна	Янтра
	(2578.6 ха)	(28627.0 ха)
Инфилтрация (mm)		
0	6.59 - 7.93	25.78 - 29.15
1	7.94 - 9.28	29.16 - 32.51
2	9.29 - 10.63	32.52 - 35.88
3	10.64 - 11.97	35.89 - 39.24
4	11.98 - 13.32	39.25 - 42.60
5	13.33 - 14.67	42.61 - 45.97
Максимален отток (mm)		
0	25.17 - 21.30	22.95 - 19.52
1	21.29 - 17.41	19.51 - 16.07
2	17.40 - 13.52	16.06 - 12.63
3	13.51 - 9.64	12.62 - 9.18
4	9.63 - 5.75	9.17 - 5.74
5	5.74 - 1.85	5.73 - 2.28
Повърхностен отток (mm)		
0	8.48 - 7.10	22.10 - 18.56
1	7.09 - 5.70	18.55 - 15.01
2	5.69 - 4.31	15.00 - 11.46
3	4.30 - 2.92	11.45 - 7.91
4	2.91 - 1.52	7.90 - 4.36
5	1.51 - 0.12	4.36 - 0.80

Тук е необходимо да се отбележи, че изборът на метод за класификация е от съществено значение, понеже при приложение на различните методи, резултатите ще се различават съществено в зависимост от разпределението на параметъра. В случаите, когато разпределението на данните показва екстремни крайни стойности (extreme outlier), методът на равните интервали не е подходящ, понеже има вероятност да се получат междинни класове без членове.

4.2.2. Оценка на капацитета за осигуряване на екосистемните услуги снабдяване с прясна вода, пречистване на водите и подхранване на подземните води в басейна на р. Огоста.

Както при оценката на регулация на наводнения, моделните резултати за избраните за индикатори хидроложки параметри за ЕУ, са разделени на шест равни интервала (в класове капацитет от 0 до 5), чрез приложението на метода за класификация *равен интервал (equal interval)*, тъй като разпределението на параметрите е сравнително равномерно и не се наблюдават екстремни крайни. Анализът на услугите е направен на базата на резултатите за целия период на изследване, т.е. 2000-2005 г.

В Таблица 4.4 са представени количествените измерения на капацитетите на трите екосистемни услуги: снабдяване с прясна вода, пречистване на водите и подхранване на подземните води. На базата на тези стойности е извършено картографирането на разглежданите екосистемни услуги в басейна на р. Огоста.

Таблица 4.3 Количествени измерения на капацитетите на осигурените екосистемни услуги подхранване на подземните води, пречистване на водите и снабдяване с прясна вода в басейна на р. Огоста за периода 2000-2005 г.

Клас капацитет	Подхранване на подземните води (m3/ha)	Пречистване на водите - точково замърсяване (m3/ha)	Пречистване на водите - дифузно замърсяване (m3/ha)	Снабдяване с прясна вода (m3/ha)
0	0 - 4406	6649 - 13123	0 - 5516	10065 - 14749
1	4407 - 8812	13124 - 19597	5517 - 11032	14750 - 19433
2	8813 - 13218	19598 - 26071	11033 - 16547	19434 - 24116
3	13219 - 17624	26072 - 32544	16548 - 22063	24117 - 28800
4	17625 - 22030	32545 - 39018	22064 - 27579	28801 - 33484
5	17625 - 22030	39019 - 45492	27580 - 33095	33485 - 38168

В допълнение на представения анализ е направена оценка на две от екосистемните услуги за три отделни години от изследвания период. Услугите са пречистване на водите от точково замърсяване и

снабдяване с прясна вода, със съответните им индикатори – сумарен отток и евапотранспирация. Годините, които са избрани: са 2000 г. като суха година, 2005 г. като много влажна година с наводнения и 2003 г. като междинна – за проследяване на динамиката на съответните хидроложки параметри. Класификацията е направена с метода равен интервал (Таблица 4.5).

Таблица 4.4 Класификация на годишните стойности за услугите пречистване на водите от точково замърсяване и снабдяване с прясна вода за суха (2000 г.), междинна година (2003 г.) и влажна (2005 г.).

Клас капациите т	Пречистване на водите - точково замърсяване (сумарен отток, m3/ha)			Снабдяване с прясна вода (евапотранспирация, m3/ha)		
	2000 г.	2003 г.	2005 г.	2000 г.	2003 г.	2005 г.
0	621 - 1258	1607 - 2559	2064 - 3741	1205 - 1852	1422 - 2137	2288 - 3295
1	1259 - 1895	2560 - 3511	3742 - 5418	1853 - 2500	2138 - 2853	3296 - 4302
2	1896 - 2531	3512 - 4462	5419 - 7094	2501 - 3147	2854 - 3569	4303 - 5309
3	2532 - 3168	4463 - 5414	7095 - 8771	3148 - 3794	3570 - 4285	5310 - 6316
4	3169 - 3804	5415 - 6366	8772 - 10448	3795 - 4442	4286 - 5001	6317 - 7323
5	3805 - 4441	6367 - 7318	10449 - 12124	4443 - 5089	5002 - 5716	7324 - 8330

4.2.3. Оценка на нуждата от пречистване на водите.

а) СВО в следствие замърсяване от точкови източници.

Стойностите на СВО на замърсяването с арсен и цинк за всяка година на изследване и за целия период (Таблица 4.6) са получени от изчислените дневни стойности, чрез прилагането на представената по-горе методика.

Таблица 4.5 Стойностите на СВО на арсен и цинк за всяка година на изследване и за целия период.

Год.	As (kg)	Zn (kg)	As СВО (m3)	Zn СВО (m3)
2001	4,029	1,772	129,982,594	63,302,141
2002	5,409	3,749	174,476,343	133,893,400
2003	6,705	4,813	216,293,685	171,877,531
2004	4,523	3,735	145,892,637	133,382,788
2005	9,921	5,293	320,025,625	189,021,759
Общо	30,587	19,361	986,670,884	691,477,618

От таблицата се вижда, че съдържанието на арсен в речните води е значително по-високо от това на цинк. Сходни съотношения се наблюдават и за сивия воден отпечатък на двата замърсителя. На

Фигура 4.2 графично е изобразено съотношението на СВО на арсена и цинка през изследваните години.



Фигура 4.2 Съотношения на СВО на арсена и цинка през изследвания период.

И двата замърсителя показват пикови стойности през 2005 г., поради завишените стойности на валежите през тази година. Така или иначе, СВО на арсена има значително по-високи стойности през целия период, поради което се приема, че за изследваните замърсители, СВО на басейна на р. Огоста е равен на този на арсена. СВО на басейна на р. Огоста ни дава количеството вода, необходимо за разреждане на замърсителя до допустими стойности, което от своя страна е количествен индикатор за нуждата от екосистемната услуга пречистване на водите.

На базата на количествената оценка на осигурената и нужната екосистемна услуга пречистване на водите от точково замърсяване е изчислен нейния баланс в района на заливната тераса на р. Огоста за периода 2001-2005 г. (Таблица 4.7). Балансът е изчислен като съотношение на осигурените и нужни количества вода за пречистване на повърхностните води от замърсяването с арсен. Според получения резултат, осигурената услуга е приблизително 0.07 пъти по-малка от необходимата, което е минимално различие и прави баланса почти неутрален. Това означава, че ако водата, която достига речния поток чрез сумарния отток, има нулева концентрация на арсен, басейнът в горното течение на р. Огоста има капацитета да се самопречисти, взимайки предвид данните от разглеждания пет годишен период. Въпреки това, замърсяването с арсен е най-належащият екологичен и социален проблем в разглежданата територия и неговата

концентрация многократно надвишава фоновите стойности и максимално допустимата концентрация. Това се дължи на комплексните фактори, от които зависи миграцията на арсена в околната среда. Получените резултати ни насочват, че замърсяването в повърхностните води е в следствие на отмиването на замърсителя от почвите, при което достига речния поток с дренирания и почвения отток.

Таблица 4.6 Количествената оценка на осигурената и нужната екосистемна услуга пречистване на водите от точково замърсяване и нейния баланс в района на заливната тераса на р. Огоста за периода 2001-2005 г.

Пречистване на водите от точково замърсяване (2001 - 2005 г.)		
осигурена	нужна	баланс
m ³ /ha	m ³ /ha	нуж./осиг.
925053694	986670884	1.07

б) СВО в следствие на дифузно замърсяване

В тази точка е оценено количеството вода, необходимо за отмиване на замърсителя от почвата, до достигане на допустимата концентрация - количествена оценка на нужната екосистемна услуга пречистване на водите от дифузно замърсяване. При изчисляването на СВО е установено, че количеството вода, необходимо за отмиването на замърсяването с арсен от почвата значително надвишава това за цинк (Фигура 4.3), поради което за СВО на територията се приема СВО на арсена.



Фигура 4.3 Съотношение на сивия воден отпечатък на арсен и желязо за разглежданата територия.

Осигурената услуга беше определена в предходната глава за целия басейн на р. Огоста чрез избрани моделни параметри. От тези резултати бяха изрязани стойностите за района на заливната тераса чрез инструмент *clip*. Балансът на услугата в района на заливната тераса, е изчислен чрез съотношението на осигурената и нужната услуга за същата територия. Получените резултати сочат, че нуждата от тази услуга надвишава между 33 и 340 869 200 пъти осигуряването и няма част от територията, където балансът да е неутрален или осигурената услуга да надвишава нужната (Таблица 4.8).

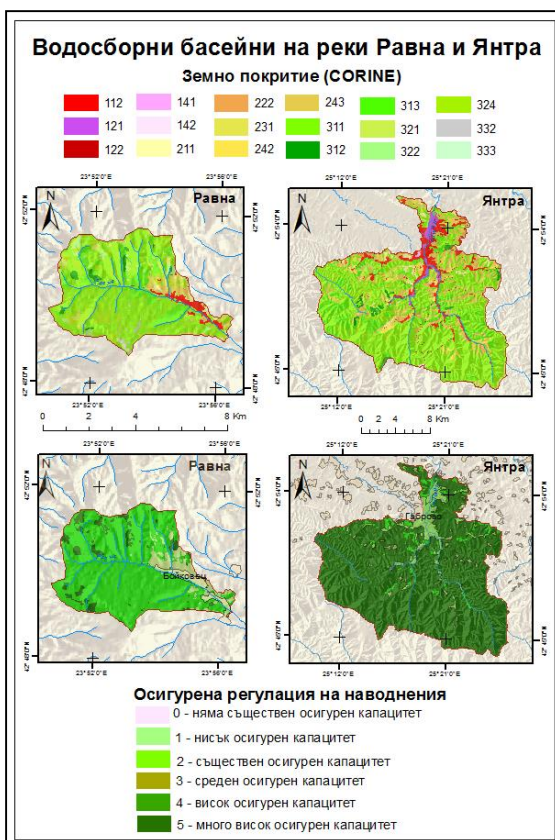
За класификацията на осигурените услуги за пречистване от дифузно замърсяване е използван методът на равните интервали, понеже параметърът имат относително равномерно разпределение, без екстремни крайни стойности. Не е такъв случаят с нуждата и баланса на услугата, при които се забелязват значително екстремни крайни стойности, поради което не е приложим методът на равните интервали и резултатите са интерпретирани от оператора.

Клас капацитет	Пречистване на водите от дифузно замърсяване			Клас баланс
	осигурена (2001-2005 г.)	нужна (1994 г.)	баланс	
	m3/ha	m3/ha	нуж./осиг.	
0	0 - 4265	508837 - 5000000	-	0
1	4266 - 8531	5000001 - 10000000	33 - 200	-1
2	8532 - 12796	10000001 - 15000000	201 - 2000	-2
3	12797 - 17062	15000001 - 20000000	2001 - 20000	-3
4	17063 - 21327	20000001 - 25000000	20001 - 200000	-4
5	21328 - 25593	25000001 - 390447581	200001 - 19348245	-5

4.3. Картографиране на екосистемните и ландшафтни услуги.

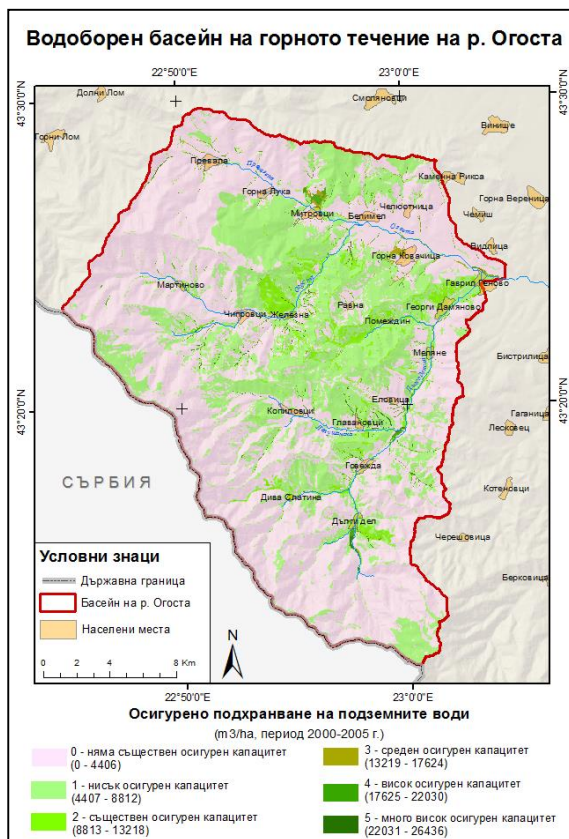
За картографирането на екосистемните и ландшафтни услуги е приложен методът на матрицата, разработен от Burkhard et al. (2014, 2012b, 2009). При него за картографиране на капацитетите за осигуряване на екосистемни услуги се използва зелената скала, а при картографирането на нуждата от екосистемни услуги – червената. Така, при картографиране на баланса на дадена екосистемна услуга в зелено са районите с положителен баланс, в червено са районите с отрицателен баланс и в розово са районите с неутрален баланс. Класификацията от 0 до 5 също е характерна за този метод и предоставя удобен подход за качествена оценка на количествени параметри и нейното представяне в разбираем за широката публика вид.

Като резултат от представената методология за количествена оценка на капацитета на различните видове земно покритие да предоставят екосистемната услуга регулация на наводнения, са получени карти за басейните на реките Янтра и Равна (Фигура 4.4). От картите ясно се виждат районите на висок и нисък капацитет за регулация, но поради разпределението на използваните за оценката хидроложки параметри, резултатите са генерализирани. Би било подходящо да се изпробват различни методи за класификация при интерпретацията на моделните резултати, за да се постигне по-голяма информативност на картите.



Фигура 4.4 Карти на регулация на наводненията от различните видове земно покритие в басейните на реките Равна и Янтра.

Оценката на капацитета на еднородните хидроложки единици в басейна на горното течение на р. Огоста да предоставят свързани с водите екосистемни услуги, също дава възможност за пространствена интерпретация и картографиране на получените резултати чрез избрания метод за картографиране. На Фигура 4.5 е представена карта на подхранването на подземните води в басейна на р. Огоста за периода 2000-2005 г.

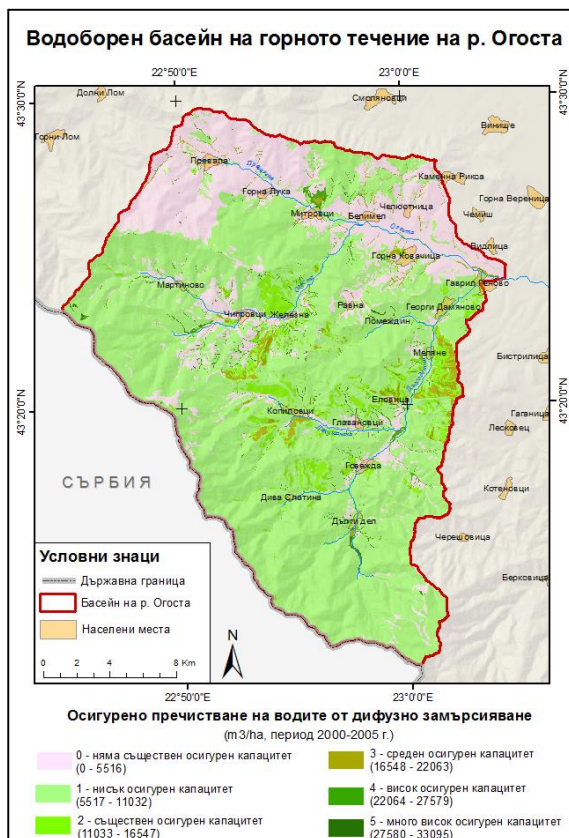


Фигура 4.5 Карта на подхранването на подземните води в басейна на р. Огоста за периода 2000-2005 г.

Общо за басейна се наблюдава нисък капацитет за подхранване на подземните води, като основната част от територията показва несъществен и нисък капацитет. Най-висок

капацитет се наблюдава в териториите с естествена растителност и преобладаващи малки наклони.

На Фигура 4.6 е представена карта на пречистването на водите от дифузно замърсяване в басейна на р. Огоста за периода 2000-2005 г.

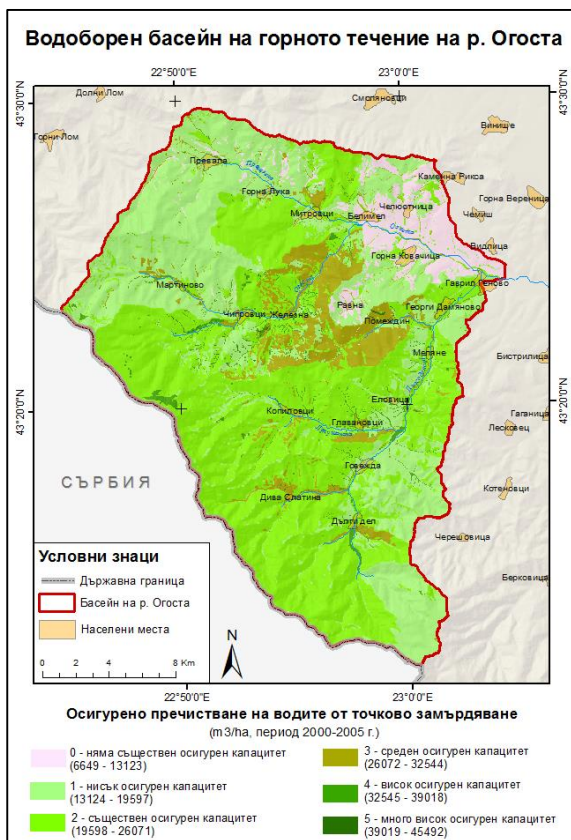


Фигура 4.6 Карта на пречистването на водите от дифузно замърсяване в басейна на р. Огоста за периода 2000-2005 г.

В изследваната територия се наблюдава общ нисък капацитет за осигуряване на екосистемната услуга пречистване на водите от дифузно замърсяване и преобладава клас 1 – нисък осигурен капацитет. Тъй като използваните за оценката параметри (перколация и почвен отток) са зависими основно от свойствата на почвите, е установено, че в териториите с по-висок капацитет се

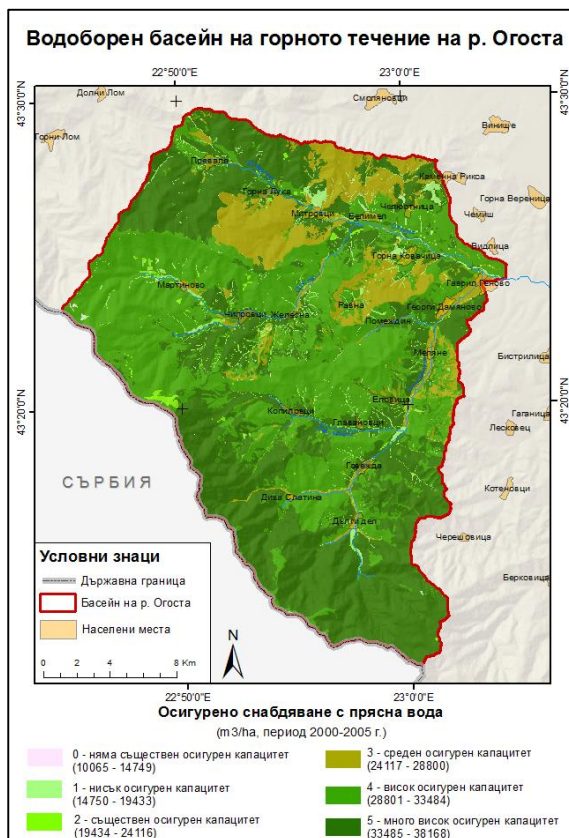
наблюдават преобладаващи недоразвити сиви горски и алувиално (делувиално) ливадни почви, докато в териториите с незначителен капацитет преобладават планински ливадни и кафяви горски почви.

На Фигура 4.7 е представена карта на пречистването на водите от точково замърсяване в басейна на р. Огоста за периода 2000-2005 г. За целия период преобладава съществения и среден капацитет, като сумарният отток има най-високи стойности за териториите с преобладаващи малки наклони. Най-нисък е капацитетът в района нагоре по течението на р. Огоста от с. Гаврил Геново, където преобладават земеделските земи.



Фигура 4.7 Карта на пречистването на водите от точково замърсяване в басейна на р. Огоста за периода 2000-2005 г.

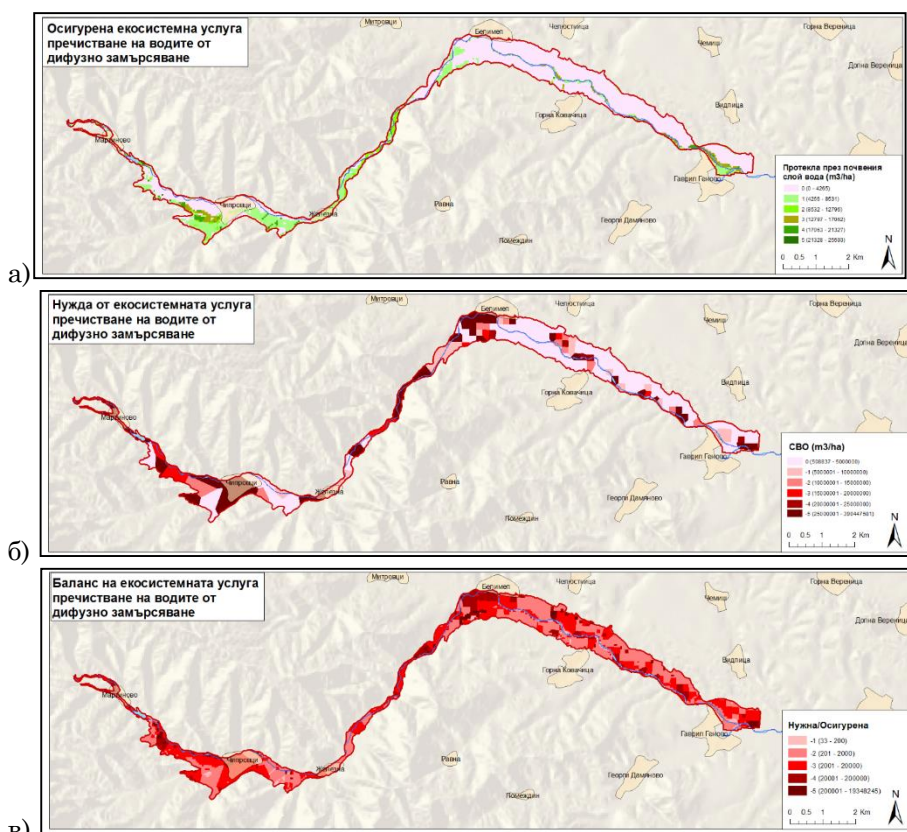
На Фигура 4.8 е представена карта на снабдяването с прясна вода в басейна на р. Огоста за периода 2000-2005 г. Екосистемната услуга снабдяване с прясна вода има най-висок капацитет в разглежданата територия от всички изследвани екосистемни услуги.



Фигура 4.8 Карта на снабдяването с прясна вода в басейна на р. Огоста за периода 2000-2005 г.

Резултатите от пространствената интерпретация на направената оценка на осигурената и нужната екосистемна услуга пречистване на водите от дифузно замърсяване, във връзка със замърсяване с арсен в района на заливната тераса на р. Огоста, и нейния баланс, са представени чрез карти във Фигура 4.9 (а, б, в). От получените резултати се вижда изключителната критичност на замърсяването и неспособността на екосистемата да се самопречисти.

Въпреки високата неопределеност на резултатите от тази оценка, в следствие на пространствена точност, актуалността и други характеристики на изходните данни и приложените за тяхната обработка и анализ методи, получените стойности са алармиращи. Критично високите стойности на получените резултати дават основание да се препоръчат незабавни мерки за технологични решения за справяне с наблюдаваното замърсяване, както и да бъде информирано местното население за рисковете от замърсяването и възможните средства, за тяхното минимизиране и избягване.



Фигура 4.9 Карти на пречистване на водите от дифузно замърсяване: а) осигурено; б) нужно; в) баланс.

Заклучение

В настоящия дисертационен труд бяха изпълнени всички поставени задачи. В първа глава беше направен подробен литературен преглед на съществуващите методи за количествена оценка на свързаните с водите екосистемни услуги. На тази база е изградена и приложената методика.

За два тестови района (басейните на реките Равна и Янтра) е направен критичен анализ и модификация на съществуваща методика за оценка на услугата регулация на наводнения. Резултатите от приложената методология за оценка на капацитета на различните видове земно покритие да осигуряват екосистемната услуга регулация на наводнения предоставят ясна пространствена представа за районите с по-висок риск от наводнения и тези, които имат капацитета да допринесат за тяхното регулиране. Въпреки това, различните методи за класификация на данни и похвати за пространствен анализ водят до различна интерпретация на резултатите, поради което тяхната селекция трябва да бъде изключително внимателна и информирана. Направеното предложение за изменение в части от методологията, предложена от Nedkov & Burkhard (2012) доведе до генерализация на резултатите и получаване само на два класа капацитет за регулация на наводнения в басейна на р. Янтра и три класа в басейна на р. Равна. Въпреки това, по-задълбоченият анализ на използваните хидроложки параметри и тяхната ръчна интерпретация на базата на експертна оценка, съобразена с тяхното разпределение, може да доведе до повишаване на пространствената детайлност и информативност на картата. При липса на експертна оценка и ако не се наблюдават екстремни крайни стойности на изследваните параметри, така или иначе се препоръчва методът за класификация на равните интервали.

Разработената методика за оценка на останалите свързани с водите екосистемни услуги включва параметри, които могат да бъдат получени от приложението на хидроложкият модел SWAT. Прилагането на хидроложкия модел SWAT за оценка на свързаните с водите екосистемни услуги доказва високия си потенциал за приложение при решаване на проблеми, свързани с водния кръговрат на дадена територия. Тъй като моделът е създаден за приложение на територията на САЩ, бяха срещнати множество трудности при събирането и привеждането във вид за работа на изходните данни за територията на България, най-вече свързани с различията в използваните в двете страни класификации за почви и земно покритие

и с липсата на климатични данни с необходимото качество за територията на България. Въпреки срещнатите затруднения, наборът от събрани свободно достъпни изходни данни, притежава необходимата точност и позволи получаването на моделни резултати, които покриват съответните статистически изисквания и имат съответната достоверност. При настоящото изследване беше ползвана само малка част от изходящите моделни параметри и резултатите от модела могат да се използват за други изследвания. Анализът и допълнителната обработка на изходящите от модела данни са изпълнени чрез приложението на множество изчислителни процедури, описани в глава три.

Направената оценка на сивия воден отпечатък в горното течение на р. Огоста, във връзка със замърсяването с тежки метали и най-вече с арсен, ни даде количествени измерения на способността на територията да се самопречисти. Тя е извършена в допълнение на анализа на услугата пречистване на водите и е приложена за оценка на нуждата от услугата и нейния баланс в изследваната територия. Беше установено, че басейнът има капацитета да разрежи концентрацията на арсен в повърхностните води до допустими стойности, ако напълно се блокира попадането на замърсителя в речния поток. Разбира се, тази задача е непосилна, поради големите количества арсен, които се отмиват от силно замърсените почви в територията на заливната тераса и попадат в повърхностните и подземните води. Получените резултати не предлагат решения на належащия проблем, но могат да послужат за осъзнаване на неговата сериозност и за повишаване на информираността на засегнатите страни.

Получените пространствени резултати са картографирани на базата на избрания метод за класифициране и картографиране чрез скала от 0 до 5 (Burkhard et al., 2014, 2012b, 2009), който дава възможност за сравнителен анализ на еднакви параметри за различни периоди от време или на различни параметри за определен период от време. Такъв сравнителен анализ може да бъде направен и за еднакви параметри за различни територии и периоди от време. Получените крайни резултати са представени в глава четири, където да анализиран и дискутиран.

В настоящата разработка беше направена връзка между съществуващи хидроложки модели, създадени за изследване на водния кръговрат, и концепциите за екосистемните услуги и водния отпечатък – антропоцентрични концепции, анализиращи ползите на

обществото от природата. Подобно инкорпориране не е срещано до сега в литературата и повишава приложността на всеки отделен подход. Целта на тази връзка е да се подчертае същественото значение на разбирането на функциите и структурите в околната среда, за да бъдат разбрани последствията, които нейното изменение и деградация ще донесе на обществото. Съществуват множество подходи и методи за количествена оценка и анализ на елементите и процесите в околната среда, обект на природните науки. Концепцията за екосистемните услуги предлага платформа за такъв анализ, базиран на по-задълбочено разбиране на получените ползи за обществото от тези елементи и процеси, като по този начин спомага разбирането на често недооценяваната връзка човек-природна среда. Представената интеграция има методологичен характер и дава пример за различните възможности за изследване в областта на околната среда и по-специално на водите, дори при липса или ограничен достъп до данни. Това е възможно благодарение на свободно достъпни модели като KINEROS и SWAT и свободно достъпни платформи за пространствени и климатични данни като FAO, CORINE и CFSR. Приложната стойност на получените резултати е лимитирана от точностите на използваните изходни данни, които са представени и обсъдени в текста на дисертацията, и води до съответната неопределеност. Въпреки това, резултатите са приложими в случаи, когато наблюдаваната неопределеност не би се отразила негативно на съответните управленски решения. За по-задълбочен анализ на съвременното състояние на изследваните територии и техните екосистемни услуги се препоръчва да се ползват по-актуални данни, с по-висока пространствена точност и детайлност и с по-висока пространствена и темпорална резолюция.

Уникалните характеристики на всяка територия и конкретните цели на изследването налагат гъвкавост и адаптивност на методологията, за да се оптимизира информативността на резултатите и да се постигнат целите на изследването. Предложеният подход не е статичен и позволява изменения, в зависимост от обекта и предмета на изследването, наличните данни, експертните познания на изследователя и целта на получените резултати. Също така, предоставя възможности за симулация на бъдещи сценарии и може да намери приложение при взимането на управленски решения и да послужи за изпълнение на целите на Стратегията за Биоразнообразие 2020 на Европейския съюз.

Направеното изследване спомага за по-задълбоченото разбиране на хидроложките процеси и ползите за обществото от тях в

разгледаните територии и за съответните периоди. Моделните резултати могат да бъдат прилагани при други изследвания и предоставят информация за хидроложки параметри, които иначе не могат да бъдат измерени. Имайки предвид различните проблеми, наблюдавани в изследваните територии (наводнения, замърсяване с тежки метали), по-задълбоченото разбиране на процесите в околна среда играе ключова роля за постигане на устойчиво управление на територията.

Приноси

- Разработена е иновативна методика за оценка на свързаните с водите екосистемни услуги чрез интеграция на концепцията за водния отпечатък. Чрез нея може да се оценяват и картографират услугите снабдяване с прясна вода, подхранване на подземните води и пречистване на водите. Подобно инкорпориране не е срещано до сега в литературата и повишава приложността на всеки отделен подход.

- Във връзка с представения подход на Nedkov and Burkhard (2012) за оценка на екосистемната услуга регулация на наводнения, са направени две съществени предложения за изменение на методиката, чрез които се постига по-голяма прецизност и достоверност на резултатите:

- о При класификацията на моделните резултати да се използва метода на равните интервали, не на квантилите;

- о Определянето на капацитета на класовете земно покритие да се прави на базата на техните площи, а не на процента, който те заемат в съответния клас капацитет.

- Моделът SWAT2012, чрез инструмента ArcSWAT2012, е тестван и калибриран за първи път в България, като за целта е избран басейн на горното течение на р. Огоста. Доказана е приложимостта му за територията на страната чрез използване на свободно достъпни изходни данни (с изключение на данните за оттока, необходими за калибрирането). Моделните резултати предоставят информация за хидроложки параметри, които не могат да бъдат измерени и могат да бъдат използвани като изходни данни при други изследвания.

- Концепцията за водния отпечатък е приложена за първи път в България. За целта е избран басейн на горното течение на р. Огоста. Чрез анализа на сивия воден отпечатък и някои от хидроложките параметри от модела SWAT е предложен метод за оценка способността на територията да се самопречисти от наблюдаваното замърсяване с тежки метали.

- Разработената методика има капацитет да спомогне по-задълбоченото разбиране на хидроложките процеси и ползите от тях за обществото, както и за осигуряване на надеждна информация при вземането на решения за управлението в разгледаните територии, при нейното приложение с данни с висока точност и актуалност.

Литература, включена в автореферата

1. Вацева, Р. 2007. Земно покритие и земеползване в басейна на р. Малки Искър над Етрополе. В: Научен отчет “Приложение на модела KINEROS за определяне на застрашените от наводнения участъци в басейна на р. Малки Искър”.
2. Зервудакис, М., Рашев, Б., Гермер, К., 2007. Преглед на екосистемните услуги и ползите, които предоставят. Проект „Родопи“.
3. Коцев, Ц. 2007. Почвена покривка в басейна на р. Малки Искър над Етрополе. В: Научен отчет “Приложение на модела KINEROS за определяне на застрашените от наводнения участъци в басейна на р. Малки Искър”.
4. Коцев, Ц.К., 2003. Ландшафтно-геохимични изменения в басейна на язовир "Огоста" под въздействие на минно-добивната дейност. Дисертация. Географски институт – БАН.
5. Недков, С., Гиков, С., 2014. Диференциация на ландшафтите по северните склонове на Средна Стара планина и Предбалкана. (за печат)
6. Николова, М., Недков, С., 2012. „Рискът от наводнения. ГИС моделиране на промените в околната среда за оценка на риска от наводнения“. София, Изд. Терарт – Кръсто Терзиев.
7. Цачев, Ц., Гърданов, Т., Печинов, Д, Цанков, К., 1983. Категоризация на водните течения и басейни. Изд. Техника.
8. Arnold, J. G., Fohrer, N. 2005. SWAT2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling. Hydrol. Process. 19(3): 563-572.
9. Arnold, J. G., Srinivasan, R. , Muttiah, R. S., Williams, J. R.. 1998. Large-area hydrologic modeling and assessment: Part I. Model development. J. American Water Resour. Assoc. 34(1): 73-89.
10. Aronoff, S., 1989. Geographic Information systems: A Management Perspective. WDL Publications, Ottawa.
11. Berkes, F., and C. Folke. 1998. Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
12. Binder, C. R., J. Hinkel, P. W. G. Bots, and C. Pahl-Wostl. 2013. Comparison of frameworks for analyzing social-ecological systems. Ecology and Society 18(4): 26. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05551-180426>.

13. BIP (Biodiversity Indicators Partnership) 2011. Guidance for national biodiversity indicator development and use. UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK. 40pp. Available at:
<http://www.bipnational.net/LinkClick.aspx?fileticket=6JNUXXo6xOA%3D&tabid=38&language=en-US>
14. Boumans, R., R. Costanza, J. Farley, M. A. Wilson, R. Portela, J. Rotmans, F. Villa, and M. Grasso. 2002. Modeling the dynamics of the integrated earth system and the value of global ecosystem services using the GUMBO model. *Ecological Economics* 41:529-560. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00098-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00098-8)
15. Boyanova, K., Nedkov, S., Burkhard, B., 2014. Quantification and mapping of flood regulating ecosystem services in different watersheds – case studies in Bulgaria and Arizona, USA. In: Bandrova, T., Konecny, M., Zlatanova, S. (Eds.), *Thematic Cartography for the Society*, Springer.
16. Boyd, J., Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecol. Econ.* 63, 616–626.
17. Brauman, K.A., Daily, G.C, Duarte, T.K., Mooney, H., 2007. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources* 32: 67-98.
18. Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., Müller, F., 2014. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands - Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *Landscape Online* 34, 1-32. DOI: <http://dx.doi.org/10.3097/LO.201434>.
19. Burkhard, B., de Groot, R., Costanza, R., Seppelt, R., Jørgensen, S.E., Potschin, M., 2012a. Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. *Ecological Indicators* 21, 1–6.
20. Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012b. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators* 21, 17-29.
21. Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., Windhors, W., 2009. Landscapes capacities to provide ecosystem services—a concept for land-cover based assessments.
22. Ehrlich, P.R., Mooney, H. A., 1983. Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. *BioScience* 33/4, 248-254.
23. Falkenmark, M., Rockström, J., 2006. The New Blue and Green Water Paradigm: Breaking New Ground for Water Resources

- Planning and Management. *Journal of Water Resources Planning and Management* Editorial, May/June 2006, 129-132.
24. Falkenmark, M., 2003. Water management and ecosystems: Living with change, TEC Background Papers n. 9, Global Water Partnership, Stockholm.
 25. Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309:570–574.
 26. Forman, R. T. and M. Godron. 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, New York.
 27. Franke, N.A., Boyacioglu, H., Hoekstra, A.Y., 2013. Grey water footprint accounting: Tier 1 supporting guidelines, Value of Water Research Report Series No. 65, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.
 28. Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M., Mekonnen, M.M., 2011. *The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard*. Earthscan.
 29. Hoekstra, A.Y. and Hung, P.Q., 2002. Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. Value of Water Research Report Series No.11, UNESCO-IHE.
 30. Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Interaction of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators – A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators* 38, 54-78.
 31. Limburg, K. E., R. V. O'Neill, R. Costanza, and S. Farber. 2002. Complex systems and valuation. *Ecological Economics* 41:409-420. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00090-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00090-3).
 32. MA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
 33. MA (Millennium Ecosystem Assessment), 2003. *Ecosystems and Human Well-being. A Framework for Assessment*. Island Press. Washington D C.
 34. Miller, R. W., Donahue, R.L., 1995. *Soils in our environment*. Seventh edition. Prentice Hall. Englewood Cliffs, NJ 07632.
 35. Moriasi, D. N., J. G. Arnold, M. W. Van Liew, R. L. Binger, R. D. Harmel, and T. Veith. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Trans. ASABE* 50(3): 885-900.

36. Müller, F., de Groot, R., Willemsen, L., 2010. Ecosystem Services at the Landscape Scale: The Need for Integrative Approaches. *Landscape Online* 23, 1-11. DOI: <http://dx.doi.org/10.3097/lo.201023>.
37. Nash, J. E., and J. E. Sutcliffe. 1970. River flow forecasting through conceptual models: Part I. A discussion of principles. *J. Hydrol.* 10(3): 282-290.
38. Nedkov, S., Burkhard, B., 2012. Flood regulating ecosystem services – mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. *Ecological Indicators* 21, 67-79.
39. Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., 2011. Soil and Water Assessment Tool. Theoretical Documentation. Version 2009. Texas Water Resources Institute Technical Report No. 406.
40. Ostrom, E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science* 325:419-422 <http://dx.doi.org/10.1126/science.1172133>
41. Ostrom, E. 2007. A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104 (39):15181-15187. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0702288104>.
42. Rushton, K.R. and Ward, C., 1979. The estimation of groundwater recharge. *Journal of Hydrology* 41, 345-361.
43. Scholz, R. W., C. R. Binder, and D. J. Lang. 2011. The HES Framework. Pages 453-462 in R. W. Scholz. *Environmental literacy in science and society: from knowledge to decisions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
44. Schuol, J., K. C. Abbaspour, H. Yang, R. Srinivasan, and A. J. B. Zehnder (2008), Modeling blue and green water availability in Africa, *Water Resour. Res.*, 44, W07406, [doi:10.1029/2007WR006609](http://dx.doi.org/10.1029/2007WR006609).
45. Shope, C. L., Maharjan, G. R., Tenhunen, J., Seo, B., Kim, K., Riley, J., Arnhold, S., Koellner, T., Ok, Y. S., Peiffer, S., Kim, B., Park, J.H., Huwe, B., 2014. Using the SWAT model to improve process descriptions and define hydrologic partitioning in South Korea. *Hydrology and Earth System Sciences* 18, 539-557, [doi:10.5194/hess-18-539-2014](http://dx.doi.org/10.5194/hess-18-539-2014).
46. Smith, R.E., D.C. Goodrich, and J.N. Quinton, 1995a. Dynamic, distributed simulation of watershed erosion: The KINEROS2 and EUROSEM models, *Journal of Soil and Water Conservation*, 50(5):517-520.
47. Smith, R.E., D.C. Goodrich, D.A. Woolhiser, and C.L. Unkrich, 1995b. KINEROS - A kinematic runoff and erosion model, Chapter

- 20 in: V.P. Singh, editor, Computer Models of Watershed Hydrology, Water Resources Publications, Highlands Ranch, CO, pp. 697-732.
48. Turner, B. L., R. E. Kasperson, P. Matson, J. J. McCarthy, R. W. Corell, L. Christensen, N. Eckley, J. X. Kasperson, A. Luers, M. L. Martello, C. Polsky, A. Pulsipher, and A. Schiller, 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100(14):8074-8079. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1231335100>
 49. Willemen, L., Verburga, P.H., Heinb, L., van Mensvoorta, M.E.F., 2008. Spatial characterization of landscape functions. *Landscape and Urban Planning* 88: 34–43.
 50. Wiggering, H., Müller, F. (Eds.), 2004. *Umweltziele und Indikatoren*. Springer, Berlin/Heidelberg/New York, p. 670.
 51. Winchell, M., Srinivasan, R., Di Luzio, M., Arnold, J., 2013. *ArcSWAT Interface for SWAT2012: User's Guide*. Blackland Research and Extension Center - Texas Agrilife Research. Grassland, Soil and Water Research Laboratory - USDA Agricultural Research Service.
 52. Woolhiser, D.A., R.E. Smith, and D.C. Goodrich, 1990. *KINEROS, A kinematic runoff and erosion model: Documentation and User Manual*. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, ARS-77, 130 pp.

Доклади

*** „Консорциум за интегрирано управление на води“ - изпълнител, 2010. Приложение 1 Към окончателен (финален) доклад по обществена поръчка с предмет определяне на стандарти за качество за Химичното състояние на повърхностните води. Изготвен във връзка с проект “Разработване на планове за управление на речните басейни”, приоритетна ос 1 на ОПОС 2007-2013г., финансирана от Европейския съюз чрез Кохезионен фонд и национално съфинансиране, гр. Благоевград.

*** „Спектротех“ – изпълнител, 1994. Отчет за изпълнение на проучвателни работи по тема: „Определяне по землища вида и степента на екологично замърсените земи с тежки метали и режима на земеползване, необходим за земеползването“, област Монтана, общ. Г. Дамяново. По възложение на Министерство на земеделието – Управление „Поземлена реформа“.

Публикации, свързани с дисертационния труд

Boyanova, K., Nedkov, S., Burkhard, B., 2014. Quantification and mapping of flood regulating ecosystem services in different watersheds – case studies in Bulgaria and Arizona, USA. *In: Bandrova, T., Konecny, M., Zlatanova, S. (eds). Thematic Cartography for the Society, Springer.*

Genchev, S., **K. Boyanova**, 2012. Application of geoinformation systems for prevention and management of flood risk. *In: 1st Bulgarian National Young Water Professionals Conference, Sofia, Bulgaria, 17 – 18 May, CD.*

Boyanova, K., Nedkov, S., Burkhard, B. Applications of GIS-based Hydrological Models in Mountain Areas in Bulgaria for Ecosystem Services Assessment – Issues and Advantages. *In: Proceedings of International Conference “Sustainable Mountain Regions: Make Them Work”, 14-16 May 2015, Borovets, Bulgaria (под печат).*