

БЪЛГАРСКА АКАДЕМИЯ НА НАУКИТЕ
ИНСТИТУТ ЗА КОСМИЧЕСКИ И СЛЪНЧЕВО-ЗЕМНИ ИЗСЛЕДВАНИЯ
Секция „Дистанционни изследвания и ГИС”

гл. ас. Лъчезар Христов Филчев

МОДЕЛ ЗА РАЗПОЗНАВАНЕ НА СТРЕСОВИ СИТУАЦИИ В ИГЛОЛИСТНИ
ЛАНДШАФТИ С ИЗПОЛЗВАНЕ НА МНОГОКАНАЛНИ И СПЕКТРОМЕТРИЧНИ
СПЪТНИКОВИ ДАННИ

АВТОРЕФЕРАТ

на

дисертация за присъждане на образователна и научна степен
“ДОКТОР”

София
2011 г.

БЪЛГАРСКА АКАДЕМИЯ НА НАУКИТЕ
ИНСТИТУТ ЗА КОСМИЧЕСКИ И СЛЪНЧЕВО-ЗЕМНИ ИЗСЛЕДВАНИЯ
Секция „Дистанционни изследвания и ГИС“

гл. ас. Лъчезар Христов Филчев

МОДЕЛ ЗА РАЗПОЗНАВАНЕ НА СТРЕСОВИ СИТУАЦИИ В ИГЛОЛИСТНИ
ЛАНДШАФТИ С ИЗПОЛЗВАНЕ НА МНОГОКАНАЛНИ И СПЕКТРОМЕТРИЧНИ
СПЪТНИКОВИ ДАННИ

АВТОРЕФЕРАТ

на
дисертация за присъждане на образователна и научна степен
“ДОКТОР”

Научна специалност
01.04.12 "Дистанционни изследвания на Земята и планетите"

Научен ръководител: доц. д-р Евгения Руменина

София
2011 г.

Дисертационната работа е обсъдена на разширен семинар на Секция „Дистанционни изследвания и ГИС“, състоял се на 30.09.2011 г.

Докторантът е зачислен в задочна докторантура към Секция „Дистанционни изследвания и ГИС“ при Институт за космически и слънчево-земни изследвания, Българска академия на науките (ИКСИ-БАН).

Изследванията по дисертационната работа са извършвани в Секция „Дистанционни изследвания и ГИС“ при Институт за космически и слънчево-земни изследвания, Българска академия на науките (ИКСИ-БАН).

Автор: гл. ас. Лъчезар Христов Филчев

Заглавие: Модел за разпознаване и оценка на стресови ситуации в иглолистни ландшафти с използване на многоканални и спектрометрични спътникови данни

Съдържание

ВЪВЕДЕНИЕ.....	6
ОБЕКТ И ПРЕДМЕТ НА ИЗСЛЕДВАНЕТО	6
ПОСТАВЕНИ И НЕРЕШЕНИ ПРОБЛЕМИ НА ПРИЛОЖЕНИЕТО НА МНОГОКАНАЛНИТЕ И СПЕКТРОМЕТРИЧНИТЕ ДИ ЗА РАЗПОЗНАВАНЕ НА АБИОТИЧНИ СТРЕСОВИ СИТУАЦИИ ПРИ ИГЛОЛИСТНИ ЛАНДШАФТИ.....	7
ЦЕЛИ И ЗАДАЧИ НА ИЗСЛЕДВАНЕТО	7
СТРУКТУРА И ОБЕМ НА ДИСЕРТАЦИОННИЯ ТРУД.....	7
ПЪРВА ГЛАВА: СЪСТОЯНИЕ НА ПРОБЛЕМА.....	8
1. АБИОТИЧНИ СТРЕСОВИ СИТУАЦИИ В ИГЛОЛИСТНИ ЛАНДАФТИ	8
2. ПРИЛОЖЕНИЕ НА ДИСТАНЦИОННИТЕ МЕТОДИ ЗА ИЗСЛЕДВАНЕ НА АБИОТИЧНИ СТРЕСОВИ СИТУАЦИИ	8
ВТОРА ГЛАВА: АНАЛИЗ И ОЦЕНКА НА СЪЩЕСТВУВАЩИТЕ МОДЕЛИ ЗА РАЗПОЗНАВАНЕ И ОЦЕНКА НА АБИОТИЧНИ СТРЕСОВИ СИТУАЦИИ ПРИ ИГЛОЛИСТНИ ЛАНДШАФТИ ПРИЧИНЕНИ ОТ ДОБИВА НА УРАН НА ОСНОВАТА НА НАЗЕМНИ И СПЪТНИКОВИ ДАННИ.....	9
1. МЕТОДИ И ПОДХОДИ ЗА ИЗСЛЕДВАНЕ И МОДЕЛИРАНЕ НА ГЕОСИСТЕМИТЕ И АБИОТИЧНИТЕ СТРЕСОВИ СИТУАЦИИ	9
2. МОДЕЛИ НА ГЕОСИСТЕМИ И АБИОТИЧЕН СТРЕС В ГЕОГРАФИЯТА И ЛАНДШАФТОЗНАНИЕТО	9
3. МОДЕЛИ НА ГЕОСИСТЕМИ И АБИОТИЧЕН СТРЕС В ЕКОЛОГИЯТА И РАДИОЕКОЛОГИЯТА	10
4. МОДЕЛИ НА ГЕОСИСТЕМИ И АБИОТИЧЕН СТРЕС В ДИСТАНЦИОННИТЕ ИЗСЛЕДВАНИЯ	10
5. МАТЕМАТИЧЕСКИ И ГЕОСТАТИСТИЧЕСКИ МОДЕЛИ.....	11
ТРЕТА ГЛАВА: МОДЕЛ ЗА РАЗПОЗНАВАНЕ И ОЦЕНКА НА АБИОТИЧНИ СТРЕСОВИ СИТУАЦИИ НА ИГЛОЛИСТНИ ЛАНДШАФТИ.....	11
1. ИДЕНТИФИЦИРАНЕ И ДЕФИНИРАНЕ НА ПРОБЛЕМА. ФОРМУЛИРАНЕ НА ЦЕЛИТЕ. КАЧЕСТВЕН АНАЛИЗ НА СИСТЕМАТА. ОГРАНИЧИТЕЛИ НА МОДЕЛА В ПРОСТРАНСТВЕН И ВРЕМЕВИ АСПЕКТ.....	12
2. ЗАДАВАНЕ НА ЗАВИСИМОСТИ В МОДЕЛА	14
2.1. Цифров модел на ландшафта (ЦМЛ). Определяне на геохимичното състояние на съвременните ландшафти.....	14
2.2. Модели на полетата на разпространение на пигментно съдържание (хлорофил, каротин), листов индекс (LAI), съдържания и специфични активности на замърсителите (тежки метали, металоиди и радионуклиди) и сумарен коефициент на техногенно замърсяване – Z_c в иглолистни ландшафти.....	15
2.3. Модели на съдържание на пигменти (хлорофил, каротин) с използване на многоканални и спектрометрични спътникови ВИи изображения. Определяне на параметри на позиция, дълбочина, площ и асиметрия на „червения ръб“ от многоканални и спектрометрични спътникови системи.....	17
2.4. Модел на гео-база данни.....	20
2.5. Емпиричен регресионен модел (доза-ефект) на взаимозависимостите между сумарния коефициент на замърсяването - Z_c , съдържанието на пигменти по наземни данни и ВИи от многоканални и спектрометрични спътникови изображения.....	20
ЧЕТВЪРТА ГЛАВА: АПРОБАЦИЯ НА МОДЕЛА ЗА РАЗПОЗНАВАНЕ И ОЦЕНКА НА АБИОТИЧНИ СТРЕСОВИ СИТУАЦИИ В ИГЛОЛИСТНИ ЛАНДШАФТИ.....	21
1. ФИЗИЧЕСКИ МОДЕЛ НА ГЕО-БАЗА ДАННИ	22
1.1. Векторен тип данни.....	22
1.2. Растерен тип данни.....	23
1.3. Табличен тип данни	25
2. ЦИФРОВ МОДЕЛ НА ЛАНДШАФТА (ЦМЛ)	27
2.1. Геолого-геоморфоложки фактори.....	27
2.2. Хидроклиматични фактори	28
2.3. Почвени и растителни фактори	28
2.4. Създаване на ЦМЛ.....	28
2.5. Геохимично състояние на ландшафтите.....	28
3. МОДЕЛИ НА ПОЛЕТА НА РАЗПРОСТРАНЕНИЕ НА ПИГМЕНТНОТО СЪДЪРЖАНИЕ (ХЛОРОФИЛ, КАРОТИН) И ЛИСОВ ИНДЕКС (LAI) ЗА ИГЛОЛИСТНИ ЛАНДШАФТИ. ОЦЕНКА НА КАЧЕСТВОТО НА МОДЕЛА.	31
4. МОДЕЛ НА РАЗПРОСТРАНЕНИЕ НА ПРИРОДНИ (ЕСТЕСТВЕНИ) И ТЕХНОГЕННИ (ИЗКУСТВЕНИ) РАДИОНУКЛИДИ В ПОЧВИТЕ НА ВОДОСБОРНИЯ БАСЕЙН НА Р. ТАЙНА. ОЦЕНКА НА КАЧЕСТВОТО НА МОДЕЛА.	33
5. МОДЕЛИ НА ПОЛЕТА НА РАЗПРОСТРАНЕНИЕ НА ТЕЖКИТЕ МЕТАЛИ И МЕТАЛОИДИТЕ В ПОЧВИТЕ НА	

ВОДОСБОРНИЯ БАСЕЙН НА Р. ТАЙНА. ОЦЕНКА НА КАЧЕСТВОТО НА МОДЕЛИТЕ.	35
6. МОДЕЛ НА СУМАРЕН КОЕФИЦИЕНТ НА ТЕХНОГЕННО ЗАМЪРСЯВАНЕ – Z_c	35
7. ЕМПИРИЧЕН РЕГРЕСИОНЕН МОДЕЛ (ДОЗА-ЕФЕКТ) НА ВЗАИМОЗАВИСИМОСТИ МЕЖДУ СУМАРНИЯ КОЕФИЦИЕНТ НА ЗАМЪРСЯВАНЕ - Z_c , СЪДЪРЖАНИЕ НА ПИГМЕНТИ ПО НАЗЕМНИ ДАННИ И ВИИ ОТ МНОГОКАНАЛНИ И СПЕКТРОМЕТРИЧНИ СПЪТНИКОВИ ИЗОБРАЖЕНИЯ. ОЦЕНКА НА КАЧЕСТВОТО НА МОДЕЛА.	38
7.1. Използване на данни от многоканални спътникови системи с висока и свръхвисока ПРС за оценка на абиотични стресови ситуации в иглолистни ландшафти.....	38
7.2. Използване на данни от многоканални спътникови системи със свръхвисока ПРС за оценка на абиотични стресови ситуации в иглолистни ландшафти.....	40
7.3. Използване на данни от спектрометрични спътникови системи с висока ПРС за оценка на абиотични стресови ситуации при иглолистни ландшафти	41
ИЗВОДИ	43
ЗАКЛЮЧЕНИЯ.....	46
СПРАВКА ЗА ПРИНОСИТЕ В ДИСЕРТАЦИОННИЯ ТРУД.....	47
ЛИТЕРАТУРА ЦИТИРАНА В АВТОРЕФЕРАТА	50
ANNOTATION	54

Въведение

Значението на дистанционните методи в научен и обществен план е отбелязано в редица основополагащи документи и програми, като: Глобалният мониторинг за околна среда и сигурност (ГМОС) – (Global Monitoring for Environment and Security – GMES) на Европейският съюз (ЕС); Глобалната система за наблюдение на Земята (Global Earth Observation System – GEOS), Комисията за спътниците за наблюдение на Земята (Commission for Earth Observation Satellites – CEOS) и мрежите за калибриране и валидиране на спътникови данни и спътникови продукти към нея – (Cal/Val). Значението на данните от дистанционните изследвания (ДИ) се подчертава и в редица рамкови директиви на ЕС, като INSPIRE (2007/2/EC), Water Framework Directive (2000/60/EC). Горските ресурси, които са част от европейската екологичната мрежа на хабитатите - NATURA 2000 основана на директивите на Европейският съюз (ЕС) – Директива 92/43/ЕЕС за запазване на природните местообитания и на дивата флора и фауна (Директива за хабитатите) и Директива 79/409/ЕЕС за съхранение на дивите птици (Директива за птиците), са обект на природозащитни мероприятия за ограничаване на антропогенното натоварване с цел опазване на местообитанията и видовото разнообразие. Двете директиви са транспонирани в българското законодателство чрез Закона за биологичното разнообразие (ЗБР), приет от Народното Събрание (НС) през месец август 2002 г. (НАТУРА 2000 в България, 2003). Както отбелязва Franklin, (2001) в списъка с критерии и индикатори за устойчиво управление на горите изготвени от Food and Agriculture Organization (FAO) при United Nations (UN), както и в редица национални критерии – Канада, Критерии 2 – Елемент 2.1 „Настъпване на нарушения в горите и стрес” присъства с 8 индикатора, което подчертава значението на мониторинга на стресовите ситуации за устойчивото ползване и опазване на природните ресурси в международен план. В България, на национално равнище е разработена Национална горска политика и стратегия “Устойчиво развитие на горския сектор в България, 2003 – 2013”, впоследствие преработвана и приета под названието „Национална стратегия за устойчиво развитие на горския сектор в България 2006-2015”, в която под стратегически действия 2, 4 и 5 се определят действията по защита на горите, засегнати от различни абиотични и биотични стресови фактори.

Поради характера и мащабността на измененията във времето и пространството в иглолистните ландшафти, нарастват нуждите от актуална и навременна информация за вземане на решения свързани със стресовите ситуации. Такава информация се получава, както от наземни, така и от дистанционни изследвания (ДИ). В сравнение с наземните изследвания, ДИ предоставят информация за по-големи по обхват територии, като преодоляват дискретния характер на наземните измервания. С помощта на спектрометрите с ниска разделителна способност от сериите EOS-MODIS – TERRA и AQUA, радиометрите NOAA-AVHRR на National Aeronautics and Space Administration (NASA), Medium Resolution Imaging Spectrometer (MERIS) и Along-Track Scanning Radiometer (ATSR-1), (ATSR-2) на борда на ERS-1 и ERS-2, Advanced Along-Track Scanning Radiometer (AATSR) на борда на Envisat на Европейската космическа агенция (European Space Agency – ESA), както и SPOT VEGETATION 1 и 2 на борда на SPOT 4 и SPOT 5, се осъществява глобален мониторинг на горските ресурси и горските пожари в частност (Мардиросян, 2000; Chuviesco, 2008).

Обект и предмет на изследването

Обект на изследване са иглолистни ландшафти във водосборния басейн на р. Тайна – участък „ИСКРА”. Предмет на изследването е абиотичния стрес придизвикан от уранодобива.

Поставени и нерешени проблеми на приложението на многоканалните и спектрометричните ДИ за разпознаване на абиотични стресови ситуации в иглолистни ландшафти.

На настоящият етап са поставени следните по-важни проблеми пред многоканалните и спектрометричните ДИ за разпознаване на абиотичните стресови ситуации в иглолистни ландшафти:

1. Усъвършенстване и свързване на моделите на предавателните функции на атмосферата и 3D моделите на горската растителност с цел моделиране на отражателната характеристика на горската покривка;
2. Усъвършенстване на емпиричните математико-статистически и механистични физико-математически модели и установяване на връзка на стресовите ситуации с биогеохимичното състояние на ландшафтите и спектралната отражателна характеристика на иглолистната растителност;
3. Създаване на пилотни спътникови системи на основата на флуоресценцията, за целите на по-точна идентификация на стресовите ситуации;
4. Усъвършенстване на пространствената и спектралната разделителна способност (ПРС и СРС) на инфрачервените спътникови ДИ и системи с цел по-ясна идентификация на абиотични стресови ситуации причинени от замърсявания от уранодобивната промишленост;
5. Създаване на експертни системи основани на бази от знания и данни от спътникови ДИ, с цел по-бързо и ясно дефиниране и решаване на конкретна стресова ситуация.

Цели и задачи на изследването

Съобразно дефинираните поставени, но нерешени проблеми, настоящият дисертационен труд се отнася към втората група изследвания.

Основната цел на настоящото изследване е създаване на модел за разпознаване и оценка на абиотични стресови ситуации при иглолистни ландшафти причинени от добива на уран чрез използване на наземни биогеохимични, биофизични и спектрометрични данни и многоканални и спектрометрични спътникови изображения.

За изпълнение на поставената цел са формулирани следните конкретни и взаимосвързани задачи:

1. Да се направи анализ и оценка на съществуващите модели за разпознаване и оценка на абиотични стресови ситуации в иглолистни ландшафти причинени от добива на уран на основата на наземни и спътникови данни;
2. Да се създаде модел за разпознаване и оценка на абиотични стресови ситуации в иглолистни ландшафти причинени от добива на уран с използване на спътникови данни с висока и свръхвисока ПРС. За целта е необходимо да се определят действащите фактори и променливи на средата за възникване на абиотични стресови ситуации причинени от добива на уран, на основата на които да се създадат изисквания за входната информация за модела;
3. Да се апробира създаденият модел на тестови участък засегнат от абиотичен стрес в резултат от уранодобива.

Структура и обем на дисертационния труд

Дисертационният труд е изложен на 164 страници, в четири глави, Изводи и Приноси, от които 16 страници в 3 Приложения. Дисертацията включва 45 фигури, 19 таблици и 42 формули в текста. Използвани са 287 литературни източника, от които 103 на кирилица и 184 на латиница. Резултатите са публикувани в 9 научни статии и са докладвани на 6 научни форума. Към дисертацията има 3 (три) Приложения, състоящи се от 10 таблици.

Първа глава: Състояние на проблема

1. Абиотични стресови ситуации в иглолистни ландшафти.

Понятието *стрес* (англ. Stress), е въведено за пръв път през 1935 г. от Х. Селие (H. Selye). Стреса представлява състояние на критично натоварване, което се изразява чрез специфичен синдром – стресов синдром, състоящ се от всички неспецифични изменения, настъпили в биологичната система (Любенова, 2004). Обратното състояние на стреса е *екстрес* или *ев-стрес* (eustress) – или положителна неспецифична реакция на организма на което и да е въздействие оказвано върху него („добър“ стрес) (Реймерс, 1980). Обратното състояние на *екстрес* е *дистрес* (англ. Distress), който представлява т. нар. „лош“ стрес, и който обхваща всички негативни изменения при прекомерна сила на дразнителя, които системата не може да преодолее (Дедю, 1989; Любенова, 2004). Под *физиологичен стрес* се разбират всички неспецифични защитни физиологични реакции и прояви, предизвикващи необичайно състояние на организма в резултат на различни неблагоприятни фактори (Кътов, Костова, 1988). Под *екологичен стрес* се разбира нарушаване на вътрешната структура на популацията, намаляване на плодовитостта на видовете, увеличаване на смъртността и др. (Дедю, 1989). Факторите които определят възникването и развитието на една стресова ситуация се разделят на три групи: *биотични*, *абиотични* и *антропогенни* (Сухих, Синицына, 1979). Според други по-съвременни изследвания факторите и стресовите ситуации се групират в две по-обща групи: *абиотични* и *биотични* (Jones, Schofield, 2008). Към първата група, обект на изследване на дисертационния труд, авторите отнасят болестите и вредителите по горските насаждения, механичните увреждания нанесени от различни фактори на околната среда, замърсяванията на ландшафтите с тежки метали, металоиди, радионуклиди и органични и неорганични химични съединения по въздушен и воден път.

2. Приложение на дистанционните методи за изследване на абиотични стресови ситуации.

Методите на ДИ са основно апаратурни, като се класифицират според използвания физичен принцип, активност, обзорност, разделителна способност, измервани физични параметри, начин на регистрация на данните и предаването им към земята, орбитални параметри и др. (Мардиросян, 2000). Според използвания физичен принцип на регистриране на земната повърхност системите за ДИ се разделят на: фотографски, телевизионни, сканерни, многозонални, инфрачервени, микровълнови, лазернолокационни, стереоскопични, спектрофотометрични, поляриметрични и др. (Мардиросян, 2000). От така класифицираните методи в ДИ, най-широко приложение за откриване на стресови ситуации в горското стопанство имат фотографските, телевизионни, сканерни, многоканални, инфрачервени, микровълнови, лазернолокационни, стереоскопични и спектрофотометрични дистанционни методи. Съобразно приложните задачи на горското стопанство, които се поставят за решаване пред ДИ, се поставят и определени изисквания към системите за ДИ. От класификацията на Гарбук, Гершензон (1997) се вижда, че дистанционните методи във видимия, близкия инфрачервен (ИЧ) диапазон и термалния ИЧ диапазон на електромагнитния спектър са преобладаващи при решаването на задачите на горското стопанство свързани с оценка на пораженията на горските масиви, контрола на повредите върху горските насаждения от пестициди и вредители, откриване на горски пожари и др. През последните години се наблюдава и все по-широко приложение на поляриметричните и микровълновите методи – радарни дистанционни методи, както и комбинирани лидарни – лазернолокационни и спектрометрични ДИ за решаване на гореупоменатите приложни задачи (Данилин, Медведев, 2005). На основата на литературни източници е направен исторически преглед на приложението на

многоканалните и спектрометрични спътникови ДИ за разпознаване и оценка на абиотични стресови ситуации причинени от урандобива, както и от въздействието на изкуствените радионуклиди от работата и аварийите на АЕЦ. Акцентирано е и върху най-съвременното изследване на възможностите на бъдещата спектрометрична спътникова мисия Hyperspectral Environment and Resource Observer (HERO) за изследване на сигналите на абиотичен геохимичен стрес и нарушения при горите на канадския институт по авионавтика и космически изследвания - Canadian Aeronautics and Space Institute (CASI), което показва слабостите на бъдещата мисия и очертава възможностите за подобряване на параметрите ѝ с оглед бъдещи изследвания (Peddle, Boulton *et al.*, 2008).

Втора глава: Анализ и оценка на съществуващите модели за разпознаване и оценка на абиотични стресови ситуации при иглолистни ландшафти причинени от добива на уран на основата на наземни и спътникови данни

Абиотичният стрес при иглолистните ландшафти е твърде специфичен и зависи от много фактори и променливи на околната среда. Моделирането на стресовите ситуации причинени от абиотични стресови фактори в иглолистни ландшафти е обект на изследване на редица интердисциплинарни науки и научни направления, като: биология, екология, физиология на растенията, фитоценология, дендробиология и дендробиометрия, фитопатология, екотоксикология, радиоекология, геохимична екология и др. Поради тази причина, повечето автори създаващи модели за разпознаване и оценка на стресови ситуации, поставят в центъра на обекта на изследване моделирането на екосистемно или видово ниво, както и моделирането на разпространението на определен замърсител в екосистемата и частите на растенията. Всички тези модели почиват на добро познаване на миграцията и диференциацията на веществата и енергията в самия ландшафт.

1. Методи и подходи за изследване и моделиране на геосистемите и абиотичните стресови ситуации.

От създаването на теорията на системите и приемането на теорията и доразвиването ѝ в биологията от Л. фон Берталанфи, основните методи при изследване на *геосистемите* са два (Демек, 1977):

1). Индуктивен метод:

а). Измерване на свойствата на отделните елементи и компоненти в ландшафта и отделни негови участъци;

б). Анализ на измерените величини с използване на статистически, обичайно мултивариационни методи;

2). Дедуктивен метод – създаване на ландшафтни модели.

Подходите при моделирането в растителната физиология се обособяват в три широки категории: *механистични*, *телеономични* и *емпирични* (Thornley, Johnson, 1990). Всеки от тези подходи се различава по обширността си по отношение на причинно-следствените механизми.

2. Модели на геосистеми и абиотичен стрес в географията и ландшафтознанието.

Основните типове модели в географията и ландшафтознанието се групират на основа на: а) Участие на природни, природно-технически или технически елементи; б) Участие в моделите, като изходни елементи – компоненти (*топични*, *моносистемни*, *функционално компонентни*, *отчитащи само вертикалните връзки*), или на

геосистеми от по-нисък таксономичен ранг (*хорични, полисистемни, функционално-геомерни модели, отчитащи хоризонталните връзки*), а също така участие на процесите на самоорганизация и управление (Опазване на ландшафтите, 1986). Ландшафтите, от които растителността е съставна част, се характеризират със своите *структура, функциониране, състав, набор от състояния* – динамика и поведение. Моделът, имитира оригинала по отношение на всяко от тези свойства. Ако моделът имитира цялостно системата, то той се нарича *изоморфен*. *Хомоморфни* са системите, когато можем да установим еднозначно съответствие на елементите на една система, спрямо втора, но не и в обратният случай (Харвей, 1974). В дисертационния труд е изложено и съвременното състояние на компютърно подпомогнатото моделиране на геосистемите с използването на данни от ДИ. Подчертано е, че възможностите на връзка на системата за обработка и класификация на изображения ENVI на ITT VIS и географската информационна система (ГИС) ArcGIS 9.x на ESRI Inc. позволява използването на ModelBuilder с данни и класификационни резултати от ДИ. Направен е преглед на съвременното състояние на биогеохимичните модели и ландшафтно-геохимичните модели на геосистемите, както и на моделите симулиращи биогеохимичните цикли на замърсителите в геосистемите.

3. Модели на геосистеми и абиотичен стрес в екологията и радиоекологията.

Характерното за растителната екология е пространствената и времева мащабността на моделите - от микроскопично до планетарно ниво, както и скоростта на протичане на процесите от вековни и съизмерими с геологичните епохи до порядъка на секунди - при фотосинтетичните реакции (Mulligan, Wainwright, 2004). Взаимодействията между функциите на растенията и абиотичните и биотичните фактори на средата се изучават от физиологията на растенията, като в повечето случаи тези взаимодействия се разглеждат, като потоци от вещества и енергия, на ниво индивид или съобщество. Структурата на растенията е пряко свързана с физиологията и функционирането на растенията. Така например, състоянието на короните на дърветата, стволите и кореновата система са в пряка зависимост от потреблението на вода от растението. Тази връзка се подчертава в множество работи, както на учени занимаващи се, както с екология и физиология на растенията, така и с ДИ (Osborne, Woodward, 2001). Направен е исторически преглед на развитието на моделите на абиотичния стрес в екологията и радиоекологията, като са отбелязани и последните достижения по отношение на сравнението на различните модели на разпространение на радионуклидите в системата почва-вода-растение.

4. Модели на геосистеми и абиотичен стрес в дистанционните изследвания.

В областта на ДИ се полагат големи усилия по моделиране на предавателните функции на атмосферата, както и на отражателните свойства на обектите от земната и акваториалната повърхност на земята. С помощта на тези модели е възможно решаването на права и обратна задача, т.е. генериране на спектралния коефициент на отражение (СКО) във видимата и близката инфрачервена област на спектъра от химични съставлящи, като пигменти – хлорофил и каротин, водно съдържание, азотно съдържание, и др. и обратно, получаване на химични съставлящи от СКО и биофизични и биометрични параметри на иглолистната растителна покривка, като листен индекс, височина на дърветата, обиколка на дървостойките, проективно покритие и др. При отчитане на отражателните характеристики на земната повърхност, важно значение има и индикатрисата на самото отражение на обекта, която се изменя значително с промяна на ъгъла на заснемане. Повечето съвременни 3D модели на отражението отчитат индикатрисата на отражение на природните обекти, като дори някои от тях, създават синтезирани изображения на заснетата земна повърхност в различни точки

на заснемане. Трябва да се отчита, че самолетните и спътниковите ДИ, в която и да било област на електромагнитния спектър, регистрират композитен сигнал от листа, клони и стволоче, корони на дървета, растителна покривка и почви и са засегнати от засенчване поради разлики във височината на дървостойките, обезлистяването, азимутния ъгъл на заснемане, топографията, ориентацията на листата, архитектурата на короните на дърветата и атмосферната турбуленция (Franklin, 2001). Разработването на *емпирични модели* с използването на наземна и спътникова информация започва още в края на 80-те и началото на 90-те години на 20-ти век, когато се разработват нови технологии с цел откриване на определени хранителни съставки и стрес в листата, короните на дърветата и цели съобщества (Curran, 1992; Johnson, Billow, 1996). Приложенията на тези модели включват откриване или идентификация на стресова ситуация и идентификация на причинителите на стреса преди и след пораженията върху растителността (Murtha, 1974). Разгледани са различни емпирични изследвания и модели в ДИ свързани с моделиране на ефектите от замърсявания с прахови и аерозолни фракции, търсенето на уранови находища с помощта на аерогеофизични методи, както и разработването и тестването на различни спектрални вегетационни индекси (ВИ). Към групата на емпиричните модели в ДИ, разгледани в дисертацията, спадат и изследванията свързани с определянето на позицията, дълбочината, площта и асиметрията на „червения ръб“, „синьото отместване“, както и изследванията за позицията на втората производна на СКО. От моделите в ДИ са разгледани и групите на *геометрично-оптичните модели*, *моделите основани на теорията на Кубелка-Мунк (Kubelka-Munk)*, *отражателните модели*, както и *моделите на предавателната функция на атмосферата*. На основата на сравнителните им преимущества е оценено, че съвместното използване на моделите на предавателната функция на атмосферата и на геометрично-оптичните модели и в частност 3D моделите на короните на дърветата дават най-добри резултати при определянето на биохимичното и биофизичното състояние на иглолистните ландшафти и респективно абиотичния стрес.

5. Математически и геостатистически модели.

Моделите от всеки тип се създават на ниво: а) *резултати*, които дава моделируемата система; б) *функции*, които водят до тези резултати; в) *структури*, които обезпечават изпълнението на тези функции; г) *материали*, от които се състои структурата (Brodbeck, 1959). Математическите модели на природата имат структура, или съединение чрез знаците на математическите операции между известните и неизвестните величини, наподобяваща ваимодействията и взаимоотношенията между тях. Различават се три типа математически модели: емпирични, концептуални и физични (Mulligan, Wainwright, 2004). Самите математически модели, са и по-сложни - създадени на основата на диференциални и интегрални уравнения или системи от аналитични криви. Някои явления се моделират чрез използването на матрици, вариограми и т.н. В теорията на геостатистиката се използват различни модели, като простия кригинг (Simple Kriging), тестващи модела при промяна на входните параметри с цел създаване на възможно най-правдоподобен модел.

Трета глава: Модел за разпознаване и оценка на абиотични стресови ситуации в иглолистни ландшафти

Етапите на създаване на модела за разпознаване и оценка на абиотичните стресови ситуации в иглолистните ландшафти с използването на наземни и спътникови данни следват в основни линии предложената схема на етапите на симулационното моделиране на екологични проблеми дадени от Цанкова, Георгиева (1998) и етапите на системния анализ в екологичното моделиране дадени от Джефферс (1981). На

(Фигура 3-1) е представена обобщена схема на разработения модел в рамките на изследването.

1. Идентифициране и дефиниране на проблема. Формулиране на целите. Качествен анализ на системата. Ограничители на модела в пространствен и времеви аспект.

Идентифицирането и дефинирането на проблема е първият етап от моделирането на екологичните проблеми (Цанкова, Георгиева, 1998). На основата на разгледаните дотук литературни източници е установено, че в резултат на замърсяванията с тежки метали, металоиди и радионуклиди се отключват различни по вид и интензитет стресови ситуации, които се характеризират с физиологични, морфологични, цитогенетични, биохимични и др. промени в различните органи и системи на иглолистните растения. На основата на тези наблюдения в настоящето изследване се идентифицира проблема със замърсяванията с тежки метали, металоиди и радионуклиди, които водят до физиологични и морфологични изменения изразени в промяна в количеството и качеството на пигментното съдържание в игличките на иглолистната растителност.

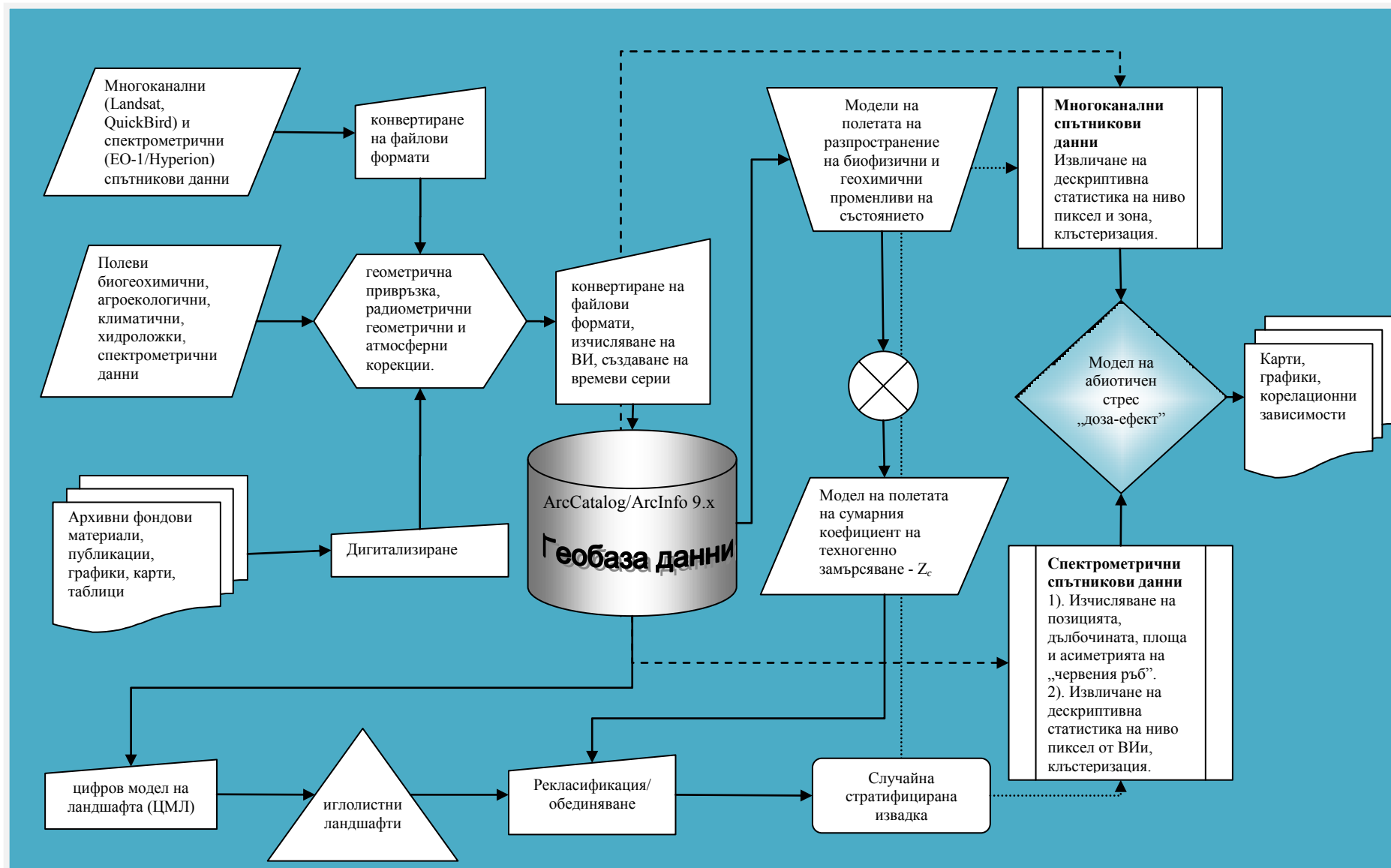
Формулировката на целите е най-важният етап при моделирането на геосистемите, където се описват структурата и поведението на системата в настоящето и в бъдещето (Шеннон, 1978). Основната цел на разработения модел е разпознаване и оценка на абиотични стресови ситуации в иглолистни ландшафти след закриване на уранодобива, чрез използване на наземни биогеохимични и биофизични данни и многоканални и спектрометрични спътникови изображения. Структурата на моделираната система – иглолистни ландшафти подложени на абиотичен геохимичен стрес – се определя от абиотичните фактори на природната и антропогенната среда. Настоящото и бъдещото поведение на системата се определя от съдържанията и специфичните активности на тежките метали, металоиди и радионуклиди при равни други условия – абиотични фактори на природната среда.

При *качественият анализ* се определят характеристиките, подлежащи на изучаване, и се указват границите на системата, в съответствие с целите на моделирането и нивото на абстрахирането за модела. При решаването на този въпрос е много важно да се систематизират знанията по този въпрос, като например, кои променливи оказват най-голямо влияние на поведението на системата и водят до съответният ефект – абиотична стресова ситуация. Определените по този начин променливи се групират на: *променливи на състоянието, управляващи и изходни променливи* (Джефферс, 1981).

Променливите на състоянието са измеряемите свойства на геосистемата и представляват такива променливи, като съдържанието на хлорофил-а, хлорофил-б, общото хлорофилно съдържание, каротин и листовия индекс (LAI). Множеството от тези променливи се нарича *вектор на състоянието* на системата, който отразява измененията протичащи в системата във всеки един момент от времето.

Управляващите променливи са тези променливи, които влияят на развитието на процесите в системата, но не се влияят от протичащите процеси в системата (Цанкова, Георгиева, 1998). Най-важните управляващи променливи в системата са:

- *Променливите на природната среда*: това са главно най-изменчивите във времеви аспект климатични елементи и метеорологични фактори, както и физико-химическите параметри на природните компоненти. При еднакви зададени *управляващи променливи на природната среда* – фактори за хоризонтална диференциация на иглолистни ландшафти, е възможно търсенето на зависимостите доза-ефект, на други параметри на средата, които са причинител на стресовата ситуация.



Фигура 3-1 Модел за разпознаване на абиотични стресови ситуации в иглолистни ландшафти с използване на полеви геохимични, биофизични и спътникови данни.

- *Антропогенните променливи*: концентрация и диференциация на техногенни елементи (тежки метали, металоиди, естествени и изкуствени радионуклиди).

Исходните променливи са такива величини, значението на които е дължно да бъде подсказано от модела. Понякога тези променливи са подмножество на променливите на състоянието, но освен това те включват и величини изчислявани с помощта на променливите на състоянието (Цанкова, Георгиева, 1998). Такива са: хлорофилното съдържание, ширококаналните и тесноканалните ВИи, позицията и дълбочината на „червения ръб“ определени по многоканални и спектрометрични спътникови данни.

Ограничители на модела в пространствен и времеви аспект

Моделът за разпознаване и оценка на стресовите ситуации е *статичен* по своя характер и обхваща периода след закриването на уранодобива в района на изследване. Пространственият обхват на модела са иглолистни ландшафти характеризиращи се с еднакъв набор от природни компоненти на природно-териториалния комплекс (ПТК).

2. Задаване на зависимости в модела.

Качественият анализ на системата обичайно завършва с построяване на различни *графики и диаграми на системата*, след което идва етапа на *синтеза на модела*. Именно на този етап става самото математическо моделиране, за целите на което се използват най-разнообразни математически апарати (Сысуев, 1986). На този етап се построява модела, на основа на известни зависимости между *променливите на средата*, на *състоянието* и *исходните променливи*. В настоящето изследване е използван *индуктивния и дедуктивния метод* при изследване на моделираната система, като при създаването на модела за разпознаване и оценка на абиотичните стресови ситуации е приложен *емпиричния подход* използващ *детерминистични математически (корелационни зависимости и регресионни уравнения) и геостатистически (детерминистични интерполатори) модели*, с помощта на които се търсят взаимозависимостите между *дозата* (промените в *променливите на средата*: замърсяванията с тежки метали, металоиди, естествени и изкуствени радионуклиди) и *ефекта* (промяната в *променливите на състоянието* и *исходните променливи*: пигментното съдържание – хлорофил и каротин и дистанционното им определяне посредством ВИи, дълбочината, площта, формата, асиметрията и „синьото отнемване“ на „червения ръб“).

За установяване на модела на „доза-ефект“ взаимозависимостите се създават следните спомагателни модели: 1) цифров модел на ландшафтите (ЦМЛ); 2) модели на полетата на разпространение на пигментното съдържание, листовия индекс (LAI) и модел на сумарното геохимично замърсяване - Z_c ; 3) модел на определянето на пигментното съдържание с помощта на ВИи от многоканалните и спектрометрични спътникови данни, както и определянето на формата и положението на „червения ръб“; 4) модел на геобазата данни. За създаването на спомагателните модели са използвани методите и зависимостите определени от частни интердисциплинарни научни направления, като ландшафтознание, геохимия на ландшафта, геостатистика и дистанционни изследвания.

2.1. Цифров модел на ландшафта (ЦМЛ). Определяне на геохимичното състояние на съвременните ландшафти.

Създаването на ЦМЛ е в резултат на обединяването на слоевете на природните фактори: 1) геология (литостратиграфия и тектоника); 2) климатични фактори; 3) хидроложки фактори; 4) почвено-растителни фактори в единен природно-териториален комплекс (ПТК) - ЦМЛ. Компонентите на ПТК отговарят на тематичните слоеве в геобазата данни: 1). Геология – литология; 2). Релеф – аспект и наклон на склона, геохимични типове ландшафти; 3). Климат – климатичен тип по

класификацията на климата на Кьопен Kottek, Grieser *et al.* (2006); 4). Растителност – типове гора; 5). Почви – основни почвени типове по почвената класификация на ФАО, (Filchev, 2009a).

Геохимичното състояние на съвременните ландшафти се определя с използването на серия от прости коефициенти известни от методите на геохимията на ландшафта, като коефициент на разсейване (КР), коефициент на концентрация (КК), коефициент на биологично поглъщане (A_x), с помощта на който Перелман построява реда на биологично поглъщане на елементите (Перельман, Касимов, 1999). Оценката на състоянието на водите и на миграционната способност на различните химични елементи, като компонент от ландшафта, се основава на определянето на стойностите на коефициента на водна миграция (K_x) даден от Б. Б. Полинов, (Пенин, 1997). Изчислен е коефициента на биогеохимична подвижност (B_x), който представлява отношение на състава на химичния елемент в сухото вещество или пепелния остатък към подвижните достъпни за него форми (водноразтворими, органо-минерални, сорбирани и др.). Този коефициент характеризира актуалната достъпност на химичния елемент за растенията и иглолистните видове в частност, и степента на използването на подвижните форми в почвите (Пенин, 1997). На основата на изчислените стойности на коефициентите се построяват геохимични редове и спектри, изобразяващи графично нарастването и/или намаляването на стойностите на съответния коефициент, което дава по-добра възможност за интерпретация на резултатите.

2.2. Модели на полетата на разпространение на пигментно съдържание (хлорофил, каротин), листов индекс (LAI), съдържания и специфични активности на замърсителите (тежки метали, металоиди и радионуклиди) и сумарен коефициент на техногенно замърсяване – Z_c в иглолистни ландшафти.

Необходимостта от създаване на модел на полетата на LAI, пигментното съдържание и съдържанията и специфичните активности на замърсителите в почвите в иглолистните ландшафти произтича от факта, че наборът от стойности описващи тези параметри е малък, което ограничава възможностите за пространствен анализ и сравнение на резултатите от непрекъснатата в пространствено отношение спътникова информация. Тези предпоставки налагат използването на различни интерполационни модели на стойностите и оценка на грешката с оглед използването на най-удачния модел.

Тестовите за нормалност на извадките са първата стъпка преди прилагането на кригинг интерполация – основна интерполация в методите на геостатистиката, или всяка друга интерполация, която се основава на вероятностни критерии (ArcGIS Desktop Help, 2008). Приложени са тестове за нормалност основани на асиметрията - A и ексцеса – E, както и стандартните тестове за нормалност на Шапиро-Уилк (Shapiro-Wilk), Андерсон-Дарлинг (Anderson-Darling), Мартинез-Иглевиц (Martinez-Iglewicz), Колмогоров-Смирнов (Kolmogorov-Smirnov), Д'Агостино (D'Agostino). При липса на нормално разпределение са тествани различни подходи за привеждане на разпределенията на входните данни към нормални използвайки различни трансформации, като лог (Log), Бокс-Кокс (Box-Cox), арксинус (ArcSin) и др. Графичното определяне на нормалното разпределение се постига и с визуалното наблюдение на квантил-квантил графиката (Q-Q Plot). При наличие на нормално разпределение квантилите следва да имат равномерно разпределени стойности по протежение на регресионната права, без групиране или видими систематични отклонения около нея.

При интерполацията на стойностите на променливите с помощта на геостатистическите интерполатори се провежда първоначален анализ на данните, чрез методите на дескриптивната статистика. Определени са стойностите

на *семивариограмата*, като са построени повърхностите на семивариограмата и семивариограмните облаци с цел определяне на анизотропията в пространственото разпределение на стойностите на променливите, както и най-големите отклонения в стойностите ѝ. Преди интерполацията на стойностите на *променливите на състоянието* и *управляващите променливи* на модела са определени и *трендовете* на стойностите им с цел премахването на трендовете (detrend) при интерполациите.

Следва *определяне на оптимален интерполатор* посредством прилагане на серия от интерполационни процедури върху входните данни. Критериите за оптималност се основават на кросвалидацията на резултатите от интерполациите и сравнението им по стойностите на средноквадратичната грешка - Root Mean Squared Error (RMSE). Геостатистическите интерполатори се разделят на две големи групи: 1) *Детерминистични интерполатори* са локалните и глобални полиномни интерполатори, които прекарват повърхнина на тренда, през целия набор от данни – глобални, или през определен съкратен набор основан на принципа на най-близкото съседство – местни (локални); 2) *Стохастичните (вероятностни) интерполатори*, като обикновения кригинг и кокригинга представят данните, като повърхности на „предсказването“ (prediction) на стойностите. Тези интерполатори не са точни, т.е. не преставят реално измерената стойност в точката на пробовземане, пробонабиране, а нейната предсказана стойност. Предимството пред точните детерминистични интерполатори е възможността да се изготвят карти на стандартните грешки и вероятности, с които да се оцени величината на грешката във всяка точка (пиксел) на полето (ArcGIS Desktop Help, 2008). С помощта на различни вградени интерполатори в Geostatistical Analyst в софтуерния пакет ArcGIS/ArcInfo 9.2 (Academic License) се строят моделите на полетата на разпространение на съответния замърсител – *управляваща променлива* (тежък метал, металоид, естествен и изкуствен радионуклид). След което се изчисляват *коефициентите на техногенна замърсеност* - K_c , представляващ отношение на съдържанието (специфичната активност) на даден тежък метал, металоид, радионуклид в почвата, към неговото фоново съдържание в почвите Пенин (1997) и *сумарния коефициент на техногенно замърсяване* – Z_c (1) предложен от (Сае, Смирнова, 1983).

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_c - (n - 1) \quad (1)$$

където, n – броя на елементите с $K_c > 1$ (или 1.5). За изчисляване на K_c се определят стойностите на местния почвеногеохимичен фон за тежките метали, металоидите, естествените и изкуствените радионуклиди за двата периода на наблюдение. Получените повърхности на сумарната замърсеност се рекласифицират по обща класификационна схема за базови години на наблюдение и анализ разглеждани в настоящата дисертация. Класификационната схема използва интервална скала на стойностите на Z_c : 0-10, 10-20, 20-30, 30-50, 50-60, 60-130. Стойности на Z_c в порядъка на 50-60 и повече се считат за техногеохимично замърсени Пенин (1997). *Променливите на състоянието*, като пигментно съдържание (хлорофил-а, -б, общо хлорофилно съдържание и каротин) и листов индекс се определят аналитично по утвърдени методики (Lichtenthaler, 1987). Определението за стойностите на LAI в иглолистни ландшафти е проектираната повърхност на иглиците на единица земна повърхност в m^2/m^2 (Leaf Area Index - LAI, 2011). След което пространственото разпределение на съдържанията на пигменти и на стойностите на LAI се интерполират с помощта на избрания интерполатор.

Оценката на качеството на моделите става посредством смяната на значението на променливите на състоянието с разнообразни значения и валидацията на данните. Геостатистическите интерполатори дават добра

информация по отношение на възможностите за проверка на грешките, валидация и кросвалидация при създаването на полетата на разпространение на съответния параметър, както и възможност за проверка, рафиниране на входните параметри с цел избиране на най-добрия модел. Оценката на качеството на геостатистическите модели става с прилагане на средно квадратната грешка Root Mean Squared Error (RMSE) при валидацията и кросвалидацията на моделите с помощта на вградените в геостатистическите интерполатори инструменти за оценка на качеството на модела.

2.3. Модели на съдържание на пигменти (хлорофил, каротин) с използване на многоканални и спектрометрични спътникови ВИи изображения. Определяне на параметри на позиция, дълбочина, площ и асиметрия на „червения ръб“ от многоканални и спектрометрични спътникови системи.

Привръзка (геореферирание) и геометрични корекции

С цел по-точен анализ на резултатите спътниковите данните трябва да са в една геодезична система и картографска проекция. По този начин се улеснява използването им в софтуерните системи за ДИ и ГИС, както и се улеснява, съхраняването и манипулирането с тях в различни системи за бази данни, включително и географски. Спътниковите данни и векторните слоеве, които нямат проекция или имат различна проекция от World Geodetic System (WGS 84), Universal Transverse Mercator (UTM) Zone 35, се привързват (геореферират) и трансформират към същата проекция.

Радиометрични и атмосферни корекции

За радиометричните корекции на спътниковите спектрометри (калибриране на изображението) с висока ПРС, като: Landsat, EO-1/Hyperion и свръхвисока ПРС: QuickBird, коефициентите Gain и Offset са необходими за премащабиране на входните сурови изображения към спектрални яркости. В дисертацията са дадени формулите за конвертиране на целочислените стойности (Digital Numbers - DN) в спектрални яркости, и в отражателни характеристики за съответните спътникови радиометри и спектрометри.

Изчисляване на ВИи изображения от многоканални и спектрометрични спътникови системи и определяне на параметрите на позицията, дълбочината, площта и асиметрията на „червения ръб“.

За определяне на съдържанието на даден химичен елемент или съединение в химичния състав на растителността, се използват прости отношения или ВИ, чиито стойности дават добра корелация с наземно измерените или анализирани стойности на съответния елемент или химично съединение. Принципа на създаването на подобни индекси се основава на линиите на поглъщане на даденото химично съединение в СКО на природното образуване. От съществуващите близо 150 публикувани ВИи, систематично тествани са едва около 30 (Asner, 2010). На съвременния етап повечето комерсиални и некомерсиални софтуерни пакети, използвани в ДИ, имат вградени готови формули за изчисляване на ВИи. Най-добре разработен по отношение на тесноканалните ВИ е програмният продукт ENVI 4.x на американската компания ITT VIS, разполагащ с 27 предефинирани ширококанални и тесноканални ВИи. Тесноканалните и ширококаналните ВИи в ENVI стават „активни“ при наличието на съответните канали в съответната област на спектъра. От 27-те налични индекса в ENVI, са генерирани 19 тесноканални и ширококанални ВИи от многоканалните и спектрометричните спътникови данни, чиито стойности са сравнени със стойностите на СКО от полевите спектрометрични данни събрани през 2011 г. Като

допълнение на индексите изчислени в ENVI, са създадени и серия от ВИи, предназначени специално за откриване на стресови ситуации, определяне на хлорофилното съдържание и свързани със структурата на растителността. Такива са хлорофилните индекси за определяне на хлорофилното съдържание в листата и короните на иглолистните дървета (**Таблица 3-1** и **Таблица 3-2**). Изчислена е следната група ширококанални и тесноканални ВИи:

Таблица 3-1 Тесноканални вегетационни индекси на хлорофила и някои пигменти (по Zarco-Tejada, 2000; Franklin, 2001; ENVI Help 2010).

Вегетационен индекс	Уравнение	Източник
Хлорофилни индекси		
Greenness Index (G)	$G = (R_{554}) / (R_{677})$	Zarco-Tejada <i>et al.</i> (2001)
Sum Green Index (SGI)	$SGI = \frac{Average(R_{500-600nm})}{N}$ <i>N – брой канали в диапазона 500-600 nm</i>	Gamon, Surfus (1999)
Structure Insensitive Pigment Index (SIPI)	$SIPI = (R_{800} - R_{445}) / (R_{800} - R_{680})$	Penuelas <i>et al.</i> (1995)
Modified Chlorophyll Absorption in Reflectance Index (MCARI)	$MCARI = [(R_{700} - R_{670}) - 0.2 \cdot (R_{700} - R_{550})] \cdot (R_{700} / R_{670})$	Daughtry <i>et al.</i> (2000)
Transformed CARI (TCARI)	$TCARI = 3 \cdot [(R_{700} - R_{670}) - 0.2 \cdot (R_{700} - R_{550}) \cdot (R_{700} / R_{670})]$	Haboudane <i>et al.</i> (2002)
Triangular Vegetation Index (TVI)	$TVI = 0.5 \cdot [120 \cdot (R_{750} - R_{550}) - 200 \cdot (R_{670} - R_{550})]$	Broge, Leblanc (2000)
Zarco-Tejada & Miller	$ZM = (R_{750}) / (R_{710})$	Zarco-Tejada <i>et al.</i> (2001)
Simple R. Pigment Ind. (SRPI)	$SRPI = (R_{430}) / (R_{680})$	Peñuelas <i>et al.</i> (1995)
Normalized Phaeophytinization Index (NPQI) ¹	$NPQI = (R_{415} - R_{435}) / (R_{415} + R_{435})$	Barnes <i>et al.</i> (1992)
Photochemical Reflectance Index (PRI)	$PRI1 = (R_{528} - R_{567}) / (R_{528} + R_{567})$ $PRI2 = (R_{531} - R_{570}) / (R_{531} + R_{570})$	Gamon <i>et al.</i> (1992)
Normalized Pigment Chlorophyll Index (NPCI)	$NPCI = (R_{680} - R_{430}) / (R_{680} + R_{430})$	Peñuelas <i>et al.</i> (1994)
Индекси на Carter	$Ctr1 = (R_{695}) / (R_{420})$ $Ctr2 = (R_{695}) / (R_{760})$	Carter (1994); Carter <i>et al.</i> (1996)
Индекси на Lichtenthaler	$Lic1 = (R_{800} - R_{680}) / (R_{800} + R_{680})$ $Lic2 = (R_{440}) / (R_{690})$	Lichtenthaler <i>et al.</i> (1996)
Structure Intensive Pigment Index (SIPI)	$SIPI = (R_{800} - R_{450}) / (R_{800} + R_{650})$	Peñuelas <i>et al.</i> (1995)
Индекси на Vogelmann	$Vog1 = (R_{740}) / (R_{720})$ $Vog2 = (R_{734} - R_{747}) / (R_{715} + R_{726})$ $Vog3 = (R_{734} - R_{747}) / (R_{715} + R_{720})$	Vogelmann <i>et al.</i> (1993); Zarco-Tejada, Miller (1999)
Gitelson и Merzlyak	$GM1 = (R_{750}) / (R_{550})$ $GM2 = (R_{750}) / (R_{700})$	Gitelson, Merzlyak (1997)
ANMB ₆₅₀₋₇₂₅	$AUC_{650-725} = 1/2 \cdot \sum (\lambda_{j+1} - \lambda_j) (\rho_{j+1} + \rho_j)$ $ANMB_{650-725} = AUC_{650-725} / MBD_{650-725}$	Malenovsky <i>et al.</i> , (2006)

¹ Този индекс не е изчислен, защото Hypersion няма канал в $\lambda = 415 \text{ nm}$.

Таблица 3-2 Ширококанални и тесноканални структурни вегетационни индекси (по Zarco-Tejada, 2000; ENVI Help 2010).

Вегетационен индекс	Уравнение	Източник
Структурни индекси		
Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	$NDVI = (R_{NIR} - R_{red}) / (R_{NIR} + R_{red})$	Rouse <i>et al.</i> (1974)
Normalized Difference Water Index (NDWI)	$NDWI = \frac{(R_{NIR} - R_{SWIR})}{(R_{NIR} + R_{SWIR})}$	Gao, (1996)
Enhanced Vegetation Index (EVI)	$EVI = 2.5 \left[\frac{(R_{NIR} - R_{red})}{R_{NIR}} + 6 * R_{red} - 7.5 * R_{Blue} + 1 \right]$	Huete <i>et al.</i> (2002)
Modified Triangular Vegetation Index (MTVI1)	$MTVI1 = 1.2 * [1.2 * (R_{800} - R_{550}) - 2.5 * (R_{670} - R_{550})]$	Haboudane <i>et al.</i> (2004)
Modified Triangular Vegetation Index (MTVI2)	$MTVI2 = \frac{1.5 * [1.2 * (R_{800} - R_{550}) - 2.5 * (R_{670} - R_{550})]}{\sqrt{(2 * R_{800} + 1)^2 - (6 * R_{800} - 5 * \sqrt{R_{670}}) - 0.5}}$	Haboudane <i>et al.</i> (2004)
Renormalized Difference Vegetation Index (RDVI)	$RDVI = \frac{(R_{800} - R_{670})}{\sqrt{(R_{800} + R_{670})}}$	Rougean and Breon, (1995)
Simple Ratio Index (SR)	$SR = (R_{NIR}) / (R_{red})$	Jordan (1969); Rouse <i>et al.</i> (1974)
Modified Chlorophyll Absorption in Reflectance Index (MCARI ₁)	$MCARI1 = 1.2 * [2.5 * (R_{800} - R_{670}) - 1.3 * (R_{800} - R_{550})]$	Haboudane <i>et al.</i> (2004)
Modified Chlorophyll Absorption in Reflectance Index (MCARI ₂)	$MCARI2 = \frac{1.2 * [2.5 * (R_{800} - R_{670}) - 1.3 * (R_{800} - R_{550})]}{\sqrt{(2 * R_{800} + 1)^2 - (6 * R_{800} - 5 * \sqrt{R_{670}}) - 0.5}}$	Haboudane <i>et al.</i> (2004)
Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI)	$SAVI = (1+L) * (R_{800} - R_{670}) / (R_{800} + R_{670} + L)$ [L ∈ (0,1)]	Huete (1988); Qi <i>et al.</i> (1994)
подобрен SAVI (MSAVI)	$MSAVI = \frac{1}{2} [2 * R_{800} + 1 - \sqrt{(2 * R_{800} + 1)^2 - 8 * (R_{800} - R_{670})}]$	Qi <i>et al.</i> (1994)
Optimized Soil-Adjusted Vegetation Index (OSAVI)	$OSAVI = (1 + 0.16) * (R_{800} - R_{670}) / (R_{800} + R_{670} + 0.16)$	Rondeaux <i>et al.</i> (1996)

• За мониторинг на сигналите на абиотичен стрес причинен от засушаванията с използването на мултитемпорални NDVI данни е използван индекса за състоянието на растителността - Vegetation Condition Index (VCI) (Kogan, 1987). Формулата за изчисляване на VCI има следния вид (2):

$$VCI = 100 * (NDVI - NDVI_{min}) / (NDVI_{max} - NDVI_{min}) \quad (2)$$

където, NDVI, и NDVI_{min}, са многогодишните максимални и минимални стойности на NDVI на дадена територия и вегетационен период. Стойностите на индекса варират от 0 за изключително неблагоприятни условия до 100 – оптимални условия.

• „Червеният ръб”, намиращ се в червената част на видимия спектър, има различно положение в СКО на всеки растителен вид. Определянето на точното му местоположение е обект на изследвания на редица автори, които използват линейни и полиномни модели за тази цел. Най-простият от тези модели се описва от (3), Guyot, Baret, Major, (1988):

$$R_{red-edge} = \frac{(\rho_{670} - \rho_{780})}{2} \quad (3).$$

Положението на дължината на вълната на „червеният ръб“ на електромагнитния спектър се дава от уравнение (4):

$$\lambda_{red-edge} = 700 + 40 \left(\frac{(\rho_{red-edge} - \rho_{700})}{(\rho_{740} - \rho_{700})} \right) \quad (4).$$

При спектрометричните ДИ се използват преди всичко СКО на тестовите участъци съответстващи на точките на пробовземане и пробоотбор. Спектралните сигнатури на иглолистната растителност се трансформират, като се премахва континуума на спектъра и се изчисляват дълбочината, ширината, площта и асиметрията на абсорбционните линии в зоната на „червения ръб“, който е индикативен за стреса при всички видове растителност. Наличието на „синьо отместване“ е също така добър индикатор на стресова ситуация, което ако бъде открито, потвърждава наличието на стрес по спектрометрични данни.

2.4. Модел на геобазата данни

Моделирането на една геобазата данни протича на няколко етапа. Първият етап е етапа на *концептуално моделиране* на геобазата данни. На този етап на моделирането, не се отчитат хардуерните и софтуерните имплементации на геобазата данни, но се създава моделът на данните (Yeung, Hall, 2007). Следващият етап от моделирането на геобазата данни е създаването на *логически модел* на геобазата данните, в който се избира системата за управление на базата данни (СУБД) (Naydenova, Roumenina, 2009).

2.5. Емпиричен регресионен модел (доза-ефект) на взаимозависимостите между сумарния коефициент на замърсяване - Z_c , съдържанието на пигменти по наземни данни и ВИи от многоканални и спектрометрични спътникови изображения.

Емпиричният регресионен модел „доза-ефект“ се основава на определяне на взаимозависимостите между сумарния коефициент на замърсяване - Z_c , съдържание на пигменти по наземни данни и ВИи от многоканални и спектрометрични спътникови изображения на основата на статистически корелационен и регресионен анализ извършен в MS Excell. Получените рекласифицирани тематични слоеве на Z_c обединени с иглолистните ландшафти извлечени от ЦМЛ, служат за основа за извличане на дескриптивна статистика от зоните на замърсени иглолистни ландшафти. Тази статистика е основа за сравнението на групите замърсени ландшафти и търсенето на прилики и разлики в тях. Теоретично построените класове на замърсени ландшафти се сравняват по отношение на тяхната отделимост по спътникови данни с използване на ВИи от многоканалните спътникови системи с висока и свръхвисока ПРС. След което използвайки йерархичната клъстеризация, групите от стойности на вегетационните индекси се анализират и се търсят приликите и разликите с теоретично отделените класове на замърсени ландшафти. Дендрограмите са съставени на основа на сигнатурите на класовете на замърсените ландшафти извлечени от мултитемпоралните редици на ВИи от серията спътници Landsat, както и при спътниците QuickBird и EO-1. Инструментът „дендрограма“ в ArcGIS/ArcMap 9.x използва алгоритъма на йерархичната клъстеризация (групиране) (hierarchical clustering). При построяването на дендрограмата първоначално се изчисляват отстоянията между всяка двойка класове от входния файл със сигнатури на класовете, след което итеративно се събират всички двойки класове от най-близките до най-отдалечените. При всяка итерация на обединяване на класове, стойностите на отстоянията, средното и коефициента на вариация се обновяват. При построяването на дендрограмата има два подхода. Първият е да се изчислят отстоянията на основа средното на класа, а вторият е да се изчислят отстоянията използвайки средното и вариациите на стойностите във всеки клас

(ArcGIS Desktop Help, 2008). За целите на настоящата работа е избран вторият подход, като по-надежден, тъй-като средното не е достатъчно представителна характеристика на класа без предварително известно разпределение на стойностите. В случай на съвпадение с теоретичния модел на замърсеността, се търсят корелационни зависимости и се построява моделът на „доза-ефект“ взаимозависимостите между стойностите на Z_c и ВИИ.

Оценката на качеството на модела на „доза-ефект“ взаимозависимостите се основава на параметричен статистически критерий за значимост на зависимостите – критерий на Фишер (F).

Четвърта глава: Аprobация на модела за разпознаване и оценка на абиотични стресови ситуации в иглолистни ландшафти

Моделът за разпознаване и оценка на абиотични стресови ситуации в иглолистни ландшафти е апробиран за два периода на изследване, преди и след рекултивацията:

- След закриването на уранодобива - 1993 (1996) г., когато са проведени основните изследвания от „ДИАЛ“ ЕООД за екологичното състояние на участък „ИСКРА“. През 1996 г. са направени повторни реанализи на данните по отношение на замърсеността с тежки метали, металоиди (Банов, Христов, 1996). Този времеви период е преди провеждане на техническата рекултивация (Симеонова, Игнатов, и др. 1993).
- Съвременно състояние - 2011 г., когато са проведени биогеохимичните и спектрометричните изследвания на участък „ИСКРА“ за целите на дисертационния труд.

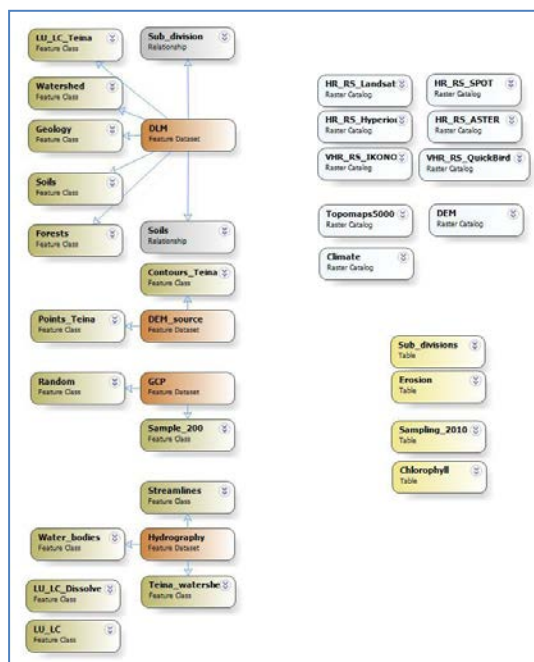
Пространственият обхват на района на изследване е водосборния басейн на р. Тайна, заемащ площ от 4.775 km². Надморската му височина варира от 500 m при заустването на р. Тайна в р. Искър до 964 m в най-високата част на водосборния басейн (Filchev, 2009b). Като тестови участък на територията на водосборния басейн е избран бившия уранодобивен участък „ИСКРА“ с площ около 500 dka (4.87 ha), като пряко засегнати от уранодобива са 100 dka (Симеонова, Игнатов, и др., 1993; Банов, Христов, 1996). В границите на участъка се включват 12 табани, 1 кариера и 2 технологични утайника. Разработването на находище „Курило“ започва през 1956 г. по открит способ на "Брези връх", кота 803.5 m. Едновременно с открития добив започва и подготовката на находищата за подземен добив. Транспортирането на добитата от кариерата руда е ставало по комини, излизащи на повърхността и по съответните хоризонти до „бункерното стопанство“. Находището е подготвено и разкрито с 4 щолни, както от тях е воден и добив. Прокарани са и няколко проучвателни изработки, по които не е воден добив. Класическият добив в участък "ИСКРА" приключва през 1962 г. През 1984 г. започват проучвателни и опитнопромишлени работи за провеждане на геотехнологичен добив, като добива на уран е прекратен през 1990 г., а технологичната ликвидация и биологичната рекултивация започват след 1994 г. на основание ПМС № 163/20.08.1992 г. и Заповед № 56 на МС от 29.03.1994 г. (Симеонова, Игнатов и др. 1993; Roumenina, Silleos *et al.* 2007).

В подножието на Софийска Мала планина в подложката на плиоцена, образувана от различни по състав скали – палеозой – млад палеоген, са развити основните въглищни запаси на Кътинския въглищен басейн. Тук плиоцена се разкрива на повърхността, и въглищата са на окло 5.5 m дълбочина (Йовчев, 1960). Промислената експлоатация на въглищата е започната през 1949 г., в долната част на водосборния басейн на р. Кътинска, където поради плиткото си залягане въглищата са добивани по открития способ. От 1949 до 1953 г. са проучвани въглищните запаси и е разкрита нова минна разработка в северозападната част на басейна, която функционира до 1973 г.

(Naydenova, Roumenina, 2009). В резултат от минодобивните дейности в района има 2 технологични езера и частична механична рекултивация чрез заравняване на терена.

1. Физически модел на геобазата данни

За апробирането на модела за разпознаване и оценка на абиотични стресови ситуации на иглолистни ландшафти се преминава от *логическо* на *физическо моделиране* на геобазата данни. На **Фигура 4-1** е представена *физически модел* на геобазата данни в ArcGIS 9.x/ArcCatalog. Както е отбелязано в логическия модел типовете данни са *векторен, растерен и табличен*.



Фигура 4-1 Физически модел на геобазата данни.

1.1. Векторен тип данни

В геобазата данни се съхраняват четири набора от *векторни обектни класове* (Feature Dataset) – цифров модел на ландшафта - Digital Landscape Model (DLM), цифров модел на релефа - Digital Elevation Model (DEM_source), наземни контролни точки - Ground Control Points (GCP), хидрография - Hydrography.

Обектните набори от данни DLM съхраняват обектни класове (Feature Class), като геология, климат, почви, гори, граница на водосборен басейн с помощта на които е създаден цифровият модел на ландшафта. За поддържане на връзките към атрибутивните данни от обектния клас Forests, са създадени два релационни класа, първият към таблицата с класовете ерозия, съхранявана отделно в геобазата данни и таблицата с подотделите (Sub_divisions) взети от горските карти на лесоустройствените доклади и проекти на района на изследване.

Вторият набор от данни с *векторен тип* обектни класове е източника на данни за създаване на цифровия модел на релефа (ЦМР), това са точкови (коти и абсолютни надморски височини в метри) и линейни обектни (хоризонтални) класове цифровани от топографските карти на района в Мащаб 1:5 000. Тези данни се съхраняват в геобазата данни с оглед създаване на допълнителни цифрови модели на релефа, хидроложки модели използвани от някои моделиращи пакети на повърхностната и почвената ерозия, миграцията и диференциацията на замърсителите и др.

В третият набор от данни с обектни класове GCP се съхраняват схемите на пробовземане и пробонабиране на биогеохимични проби, т.е. картите на фактическия материал, GPS точките с техните координати и пътищата (tracks) по които са

осъществени теренните изследвания и измервания. Точките на пробовземане и GPS точките са свързани към фотографска информация – фотоснимки – с цел по-ясна идентификация на точките при повторно посещение. В този набор от данни се съхраняват и данните (ground truthing) за оценка на точността на класификациите на земеползването и земното покритие спътниковите изображения.

Един отделен векторен тип обектен клас със *земеползване/земно покритие* създаден на основа на обектноориентирана класификация на спътникови изображения – QuickBird, с използването на разширението към ArcInfo/ArcMap 9.2 – Feature Analyst 4.2 на Overwatch Geospatial Ltd. Картата на земеползване/земно покритие основана на обектно ориентираната класификация е използвана при локаризирането на различни обекти от земната повърхност с много висока точност – 93.52 % (Filchev, 2010).

GPS измервания

Направени са серия от GPS измервания за по-точно привързване на спътниковите изображения и определяне на местополжението на събраната полева информация (ground truthing) с цел валидация на резултатите и оценка на грешката при класификацията на земеползването и земното покритие на спътниковите изображения. Полевите GPS измервания за привръзка на спътниковите изображения са направени с помощта на два ръчни GPS приемника: GPS Magellan MobileMapper 6, GPS Garmin 60CSx.

Полеви спектрометрични измервания

За определянето на СКО на природните обекти в иглолистните ландшафти е използван полеви спектрометър на Analytical Spectral Devices (ASD) Hand Held Fieldspec (HH FS) опериращ в диапазона (λ 325 ÷ 1075 nm) на видимата и близката ИЧ област на спектъра (VNIR), използвайки 512 канален силициев фотодиоден детектор покрит с разделящ филтър. Всеки канал представлява индивидуален детектор, който е геометрично позициониран, за да регистрира светлината в тесни канали: (1.6 nm) номинална ширина на канала (FieldSpec UV/VNIR HandHeld Spectroradiometer User Guide, 2003). Освен полевите спектри са направени и измервания в лабораторни условия с контактна проба посредством събрани полеви образци, използвани за определяне на хлорофилното съдържание, от двугодишни иглички на бял и черен бор.

1.2. Растерен тип данни

В гео-базата данни са създадени 6 растерни каталога с различен набор от входни – сурови изображения и изображения със стойности в отразителни характеристики.

Спътникови данни

Като се използват препоръчителни ограничителни стойности за ПРС на многоканалните спътникови изображения за разграничаване на съответната елементарна екосистема дадени от Виноградов (1981) са избрани данни от следните многоканални и спектрометрични спътникови системи:

Landsat 2-7 (MSS, TM, ETM+)

Растерния каталог с изображения на Landsat включва изображения от следните години (**Таблица 4-1**), които са заснети от различни радиометри на борда на спътниковата платформа Landsat – MSS, TM и ETM+.

SPOT

Растерния каталог на SPOT съдържа две изображения. Едното е заснето на 9 юли 2004 г. от SPOT 5 носещ на борда си радиометъра HRG 2, а другото през 2006 г. от SPOT 4. И двете спътникови платформи имат на борда си радиометри от един и същ

тип – High Resolution Visible (HRV) с ПРС 2.5 m (само при SPOT 5) на панхроматичния канал и 5 и 10 m ПРС на многоканалния HRV.

Таблица 4-1 Списък на изображенията от серията спътници Landsat, съхранявани в геобазата данни.

№	Спътник /радиометър	Дата	Слънчев азимут (височина)	Калибрационни параметри	Използвани при анализа
1	Landsat 2 / MSS	22 август 1977 г.	-	калибрирани на борда	-
2	Landsat 3 / MSS	3 август 1979 г.	53.94°	калибрирани на борда	-
3	Landsat 5 / TM	7 май 1984 г.	55.48°	във файла	-
4	Landsat 5 / TM	12 септември 1984 г.	44.65°	във файла	-
5	Landsat 5 / TM	29 юли 1985 г.	55.82°	във файла	+
6	Landsat 5 / TM	17 август 1985 г.	50.71°	във файла	+
7	Landsat 4 / TM	29 юли 1988 г.	55.73°	във файла	+
8	Landsat 5 / TM	11 юли 1990 г.	57.07°	във файла	+
9	Landsat 5 / TM	28 юни 1991 г.	58.76°	във файла	-
10	Landsat 5 / TM	1 август 1992 г.	54°	във файла	+
11	Landsat 7 / ETM+	28 юни 2000 г.	62.96°	във файла	-
12	Landsat 5 / TM	29 юни 2003 г.	60.73°	във файла	-
13	Landsat 5 / TM	16 август 2003 г.	53.11°	във файла	+
14	Landsat 5 / TM	23 юли 2006 г.	60.18°	във файла	+
15	Landsat 5 / TM	24 август 2006 г.	52.93°	във файла	+
16	Landsat 5 / TM	27 октомври 2006 г.	31.99°	във файла	-
17	Landsat 5 / TM	26 юли 2007 г.	59.73°	във файла	+
18	Landsat 5 / TM	28 септември 2007 г.	41.87°	във файла	-
19	Landsat 5 / TM	15 юли 2009 г.	60.81°	във файла	+
20	Landsat 5 / TM	3 август 2010 г.	57.69°	във файла	+
21	Landsat 5 / TM	19 август 2010 г.	53.89°	във файла	-
22	Landsat 5 / TM	19 юни 2011 г.	63.07°	във файла	-

QuickBird

Едно многоканално и панхроматично QuickBird изображение от 8 май 2008 г. на района на изследване се съхранява в отделен растерен каталог на геобазата данни. Изображението е конвертирано в отразителни характеристики, след което са изчислени индексите: NDVI, MSAVI, TCHVI.

Earth Observing-1 (EO-1)

Данните от спектрометъра Хиперион (Hyperion) на борда на EO-1, се разпространяват от Службата по геоложки проучвания на САЩ - United States Geological Survey (USGS) в йерархичен формат на данните - Hierarchical Data Format (HDF) 4.1 (5-то издание) или географски обозначен графичен формат - Geographic Tagged Image-File Format (GeoTIFF) записани, като се използват band-interleaved-by-line (BIL) файлове в знакови 16-битови целочислени стойности на спектралните яркости с обща дължина на сцената 42 km.

В геобазата данни се съдържат 4 изображения от ASTER заснети през 2010 г., които поради лошите им характеристики, облачност над района на изследване, не са включени в модела на „доза-ефект“ взаимозависимостите. Създаден е един празен растерен каталог за IKONOS с цел бъдещо разширяване на геобазата данни.

Цифров модел на релефа

В растерен обектен клас се съхраняват данните за ЦМР, които представляват растер с размер на клетката 5 × 5 m. За изготвянето на ЦМР са използвани входните данни от DEM_source и Hydrography, като след приложената интерполация (Toro to Raster) е приложен метода на запълване на дупките „fill sinks” за изчистване на случайно генерирани грешки при създаването на модела на релефа. Моделът е използван за автоматично генериране на хидрографската мрежа в района на изследване и на водосборния басейн на р. Тайна.

1.3. Табличен тип данни

Табличните данни в геобазата данни съхраняват информация за съдържанията и специфичните активности на измерваните променливи на средата и променливи на състоянието. В следващите секции е дадено подробно описание на методите, по които са определяни техните съдържания и специфични активности.

Водни проби

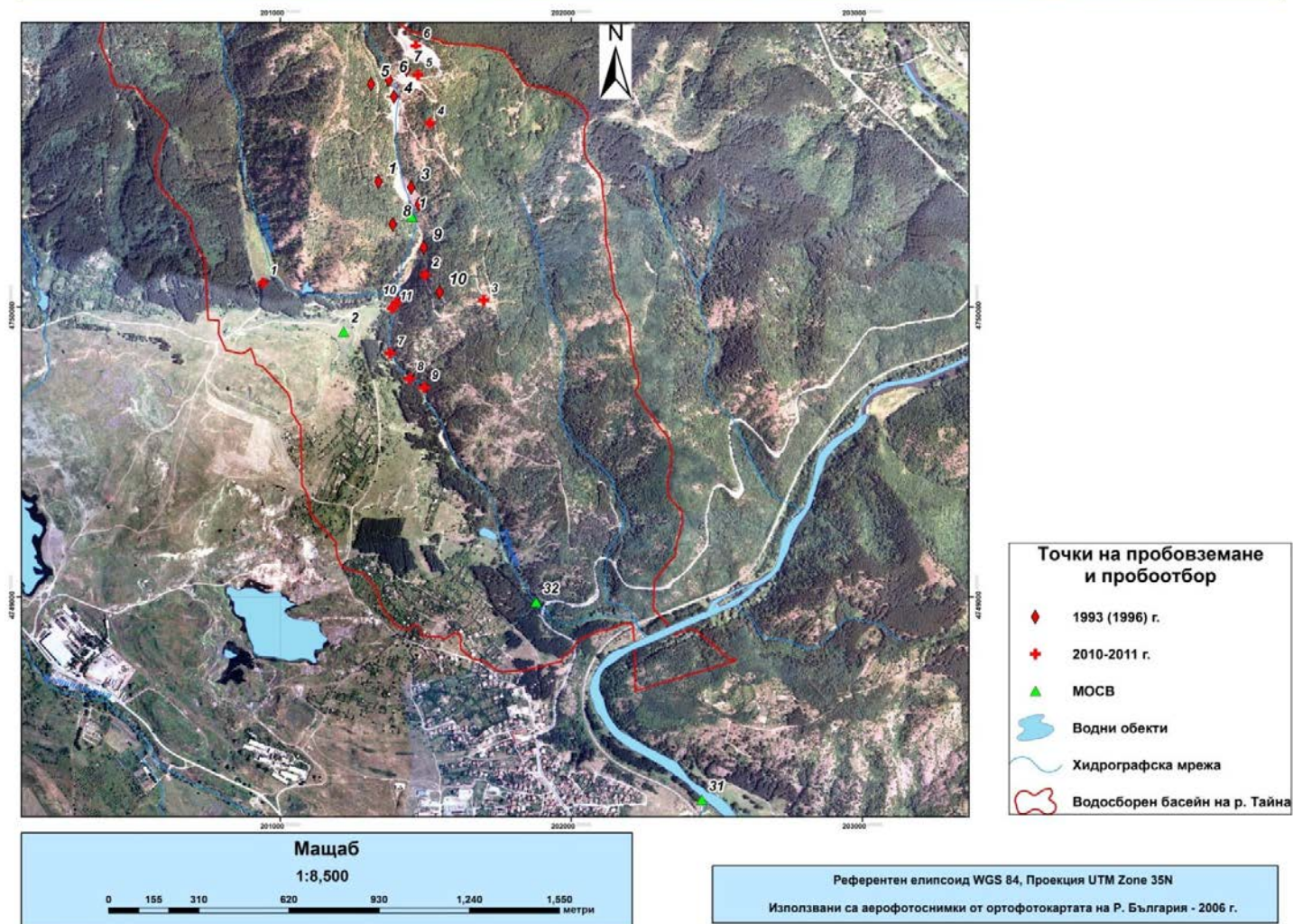
Съдържанието на уран във водните проби, определени от „ДИАЛ” ЕООД, е извършвано фотометрично с помощта на арсеназо-Ш (Симеонова, Игнатов, и др. 1993). При определяне на съдържанието на радий-226 във води е използван БДС 12575-7. При определяне на активната реакция на изследваната вода е използван потенциометричният метод, който се прилага за определяне на pH⁺ от 0 до 14. Методът е описан подробно в БДС 17-14-27-80. Методът, по който е определяно съдържанието на природните и техногенни радионуклиди във водите на р. Тайна и р. Искър направени от МОСВ, е гама спектрометричен.

Почвени проби

Почвени проби – 12 бр. са събрани през пролетта и лятото на 2011 г. в точките на пробовземане с цел определяне на съдържанието на естествени радионуклиди, тежки метали и металоиди (**Фигура 4-2**). Събирането и подготовката на пробите е извършено съгласно изискванията на стандарт БДС 17.4.5.01 и ISO 18589-2. Съдържанието на естествени радионуклиди е определяно чрез гама-спектрометричен анализ с Многоканален анализатор DSA 1000, производство на CANBERRA и свръхчист Ge-детектор. Анализите са извършени в „Референтната акредитирана лаборатория по радиоекология и радиоизотопни изследвания” към Институт по почвознание „Н. Пушкин” по утвърдена в рутинната практика на лабораторията методика съгласно изискванията на IEC 61452 и ISO 18589-3 (Найденев, Мишева, и др., 2001). Резултатите от агрохимичния и химичен анализ на пробите са извършени съгласно приетите за страната методи: тежки метали – ISO 11466, разлагане с „царска вода”.

В дисертацията са използвани резултати от извършвани през годините изследвания на района на участък „ИСКРА” от други автори. Почвени и скални проби от участък „ИСКРА” са събирани и анализирани и от екипите на „ДИАЛ” ЕООД през 1993 г., с цел определяне на екологичното състояние на участък „ИСКРА” след ликвидацията на уранодобива. Анализите на „ДИАЛ” ЕООД за определяне на съдържанието и специфичната активност на изотопите на U, Ra, Th и K е извършено гама-спектрометрично (Симеонова, Игнатов, и др. 1993).

Карта на фактическия материал от водосборния басейн на р. Тайна



Фигура 4-2 Карта на фактическия материал от водосборния басейн на р. Тайна.

Почвените проби в района на участък „ИСКРА“ са събирани и анализирани от мрежата за постоянен радиологичен мониторинг на Изпълнителната агенция по околна среда (ИАОС) към Министерството на околната среда и водите (МОСВ). На основание решение за достъп до обществена информация № ЗД 95/16.07.2010 г. са получени данни от анализите на съдържанието на естествени и изкуствени радионуклиди в участъка.

Растителни проби

Растителни проби – 11 бр. са събрани през пролетта и лятото на 2011 г. в рамките на настоящето изследване с цел определяне на съдържанието на тежки метали (11 бр.) и естествени радионуклиди (4 бр.) в тях, както и с цел определяне на съдържанието на хлорофил-а, хлорофил-б и каротин, и валидация на ВИи получени от спътниковите изображения за съдържанието на съответните съставлящи. Резултатите от анализите на растителните пигменти: хлорофил-а и хлорофил-б и каротин са получени в лабораторията на Института по физиология на растенията и генетика – БАН (ИФРГ-БАН) по спектрометричния метод описан от Lichtenthaler (1987). Резултатите от анализите на тежките метали са изследвани в Централната научно изследователска лаборатория „Геохимия“ на Минно-геоложкия Университет „Св. Иван Рилски“ и в Референтната изпитвателна лаборатория по радиоекология и радиоизотопни изследвания – ИП „Н. Пушкиров“ по методите Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES) и гама-спектрометричен анализ за съдържание на радионуклиди по международен стандарт ШС 61452 (1995-09) и Процедура за контрол: 4-ПК-08 - процедура за контрол на съдържание на радионуклиди в материали и стоки, съдържащи радиоактивни вещества, чрез гамаспектрометричен анализ в Националния център по радиобиология и радиационна защита (НЦРПЗ) към Министерството на здравеопазването (МЗ).

Листов индекс (LAI)

Създаването на модела на полетата на LAI се основава на полево определени стойности на индекса с помощта на AccuPAR LP 80 PAR ceptometer на DECAGON Devices[®], които се съхраняват в табличен вид и са свързани с релационен клас с векторния тип данни за точките на пробовземане. В геобазата данни се съхраняват още две таблици със степен на ерозията и подотделите от създадени от атрибутивната информация на горските карти.

2. Цифров модел на ландшафта (ЦМЛ)

ЦМЛ се изгражда на основата на набор от цифрови слоеве, които трябва да отговарят на определени изисквания спрямо пространствения, времеви обхват и таксономично ниво. В следващите части е направена характеристика на абиотичните и биотичните фактори на природната среда участващи в създаването на ЦМЛ.

2.1. Геолого-геоморфоложки фактори.

Районът на изследване е изграден от разнообразни по състав седиментни скали с широк възрастов диапазон - от ордовик до среден триас, формирани през каледоно-херцинския и алпийския нагъвателен цикли (Симеонова, Игнатов и др. 1993). Разглежданият район е разположен в зоната на Задбалканския дълбочинен разлом, като обхваща части от ядката и южното бедро на Свогенската антиклинала. *Разривните структури* (пукнатини, разломни нарушения) образуват сложна мрежа, чиито елементи са разделени на отделни системи. Разломите от различните системи определят блоковия строеж на водосбора на р. Тайна и на участък „Искра“ в частност. Литостратиграфията (слабоспоени скали) и тектониката (силно напукани и разломени скали) на района до голяма степен обуславят и широкото разпространение на

ерозионните процеси в района на изследване – 28.46 % с ниска степен или без ерозия, 31.61 % със слаба ерозия; 25.33 % със средна степен на ерозия и 14.59 % от територията с висока степен на ерозионен риск (Filchev, 2009b).

2.2. Хидроклиматични фактори.

Изследваният район попада изцяло в умереноконтиненталната климатична област – с мезотермален климат група С по климатичната класификация на Кьопен. За 20 годишен период на климатични наблюдения на елементите на климата (1994-2005 г.), климатът на района на изследване се характеризира, като C_w – топъл умерен климат със суха зима (Filchev, 2009a). Повърхностния отток на р. Тайна е малък, като само при високи валежи и снеготопене достига до 1-2 m³. Грунтовият отток в речната тераса е с динамични водни количества до 5 l/sec и от 80 до 100 m радиус на отводняване. Песъчливите и чакълестите глини в надвъглищния комплекс, отложени сред шистозните глини, са слабо водоносни с дебит до 50 l/min, докато въглищния комплекс е силно обводнен 50-200 l/min.

2.3. Почвени и растителни фактори.

Основните почвени типове в района на изследване са картирани от горските стопанства стопанисващи района. Детайлни почвени изследвания в района на изследване не са правени. Почвени агрохимични анализи и текстурни анализи на почвата са правени от Симеонова, Игнатов, и др. (1993), Банов, Христов (1996) във връзка с радиоокологичните проучвания и проучванията на замърсяванията с тежки метали, металоиди и радионуклиди в района. Според Почвено-географското райониране на България (1974) районът на изследване изцяло попада в: Г. „Среднобългарската подзона на канелените горски почви и смолниците” – Г-XII. „Софийско-Крайщенска провинция”; Г-XII-1. „Софийски район” и Е. „Пояс на кафявите горски почви”; Е-XXII. „Старопланинска провинция – среднопланинска част”. Според „Горскорастителното райониране на НРБ” разработено от Захариев, Донов и др. (1979), районът попада в: Долния равнинно-хълмист и хълмисто-предпланински пояс на дъбовите гори (до 600-700 m н.в.) и Средния планински пояс на горите от бук и иглолистни (от 600 (700) до 1600 (1700) m н.в.) в подпояса на нископланинските гори от горун, бук и ела (от 700 до 1100 m.н.в.) (Маринов, 1985).

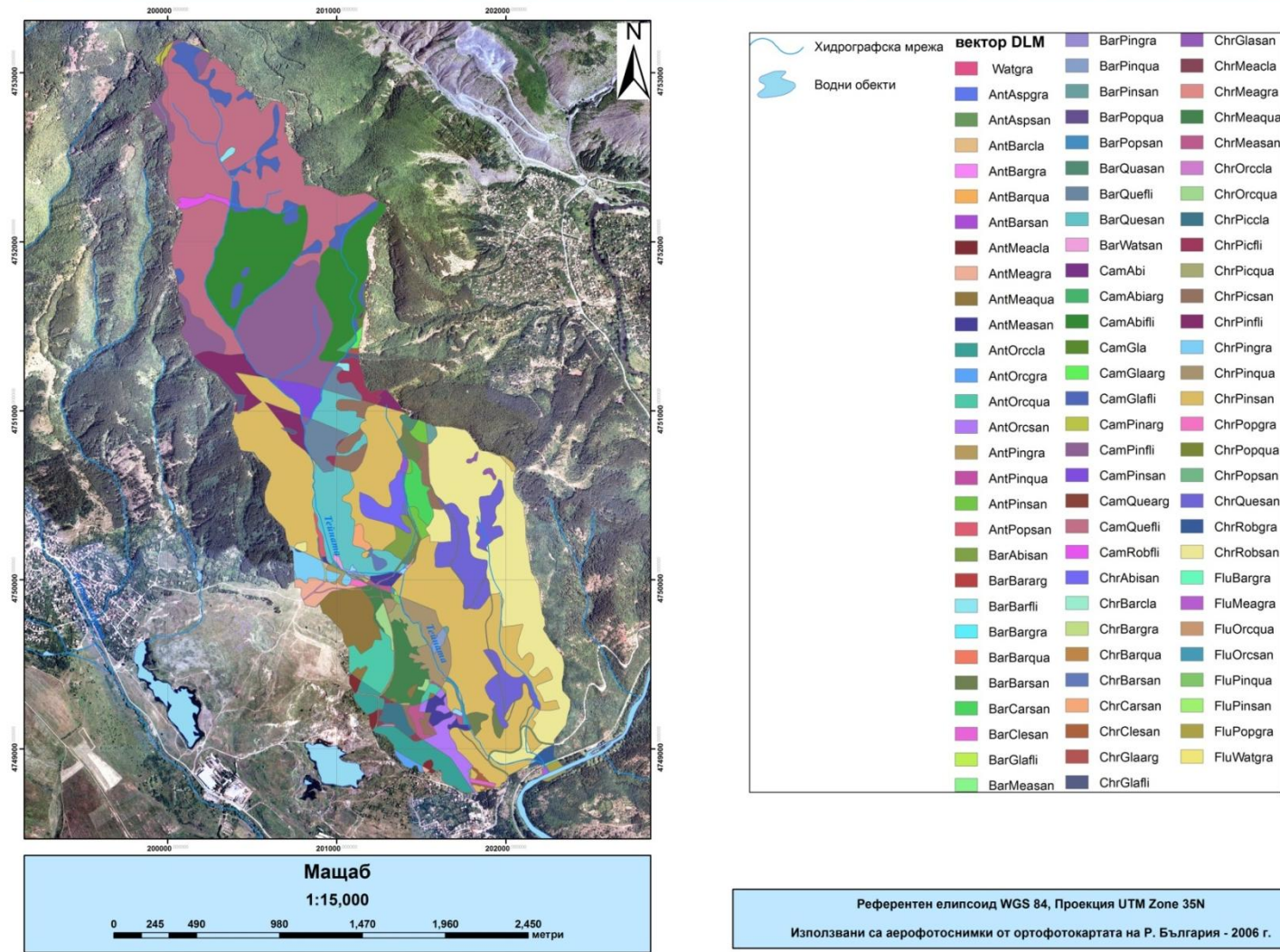
2.4. Създаване на ЦМЛ.

На основата на създадените слоеве на факторите за формиране на съвременната хоризонтална структура на ландшафта е създаден ЦМЛ, който съдържа 452 елементарни ландшафта обединени до 98 ландшафта по метода на линейната комбинация (Filchev, 2009a). На основата на създадения ЦМЛ (**Фигура 4-3**) са определени ландшафтите на иглолистни насаждения с едновъзрастов характер и еднакви ландшафтни условия. В рамките на тези ландшафти е направена стратифицирана случайна извадка с цел определяне на пробните площадки. На избраните ландшафтни единици – ландшафти е направена оценка на геохимичното състояние.

2.5. Геохимично състояние на ландшафтите.

По веществен състав урановата руда в участък „ИСКРА” се характеризира по следния начин: от хипогенните минерали по-често се срещат кварц, пирит, по-малко барит, карбонати, халкопирит, галенит, сфалерит и уранови смолки, от хипергенните минерали - торбернит, уранови чернилки, малахит, железни хидроокиси. Оценка на радиохимичното и радиоокологичното състояние на района правят авторите Симеонова, Игнатов, и др. (1993), на съдържанието на тежки метали и металоиди в почвите Банов, Христов (1996), и на съдържание на тежки метали и металоиди, както и на подвижните им фракции в почвите и дънните отложения Георгиев, Грудев (2003).

Карта на съвременните ландшафти на водосборния басейн на р. Тайна



Фигура 4-3 Карта на съвременните ландшафти на водосбора на р. Тайна.

На основата на данните от проведените в района изследвания, както и на полеви изследвания и биогеохимични анализи са построени геохимичните редове на КК и КР за почвите в района на изследване (5) и (6).

$$KK \frac{Pb}{4.71} > \frac{Cu}{2.48} > \frac{Fe}{1.42} > \frac{Mn}{1.02} \quad (5).$$

$$KP \frac{Ni}{2.44} > \frac{Zn}{1.14} \quad (6).$$

От редовете на КК, КР се вижда, че има явна концентрация на олово, мед и желязо в почвите на района, което се дължи, както на геохимичния състав на скалите, така и на остатъчни замърсявания с олово от бившия комбинат за добив и преработка на олово в гр. Нови Искър излязъл от експлоатация през 1973 г. поради влошената екологична обстановка в района.

$$A_{x66} \frac{Cu}{0.475} > \frac{Zn}{0.34} > \frac{Mn}{0.137} > \frac{Ni}{0.122} > \frac{Pb}{0.03} > \frac{Fe}{0.002} \quad (7).$$

$$A_{x46} \frac{Zn}{0.62} > \frac{Mn}{0.276} > \frac{Ni}{0.105} > \frac{Pb}{0.04} > \frac{Cu}{0.031} > \frac{Fe}{0.00} \quad (8).$$

От реда на биологично поглъщане за белия бор (7), може да се направи извода, че белият бор захваща средно следните елементи: Cu, Zn, Mn, Ni, слабо оловото и много слабо Fe. Сравнявайки тези резултати с коефициента на концентрация, се вижда, че белият бор следва приблизително повишените съдържания на Cu и Mn, докато Pb и Fe, които са с повишена концентрация в почвата на района не се натрупват в игличките. Черният бор следва почти същото поведение при захващането на Zn, Mn, Ni, но за разлика от белия бор той захваща средно всички анализирани тежки метали (8). Според съставените редове на биологично натрупване и биологично захващане изготвени от А. И. Перельман (**Таблица 4-2**) черният и белият бор, захващат средно до слабо тежките метали и следователно са изолирани или селектирани чрез кореновата система в почвата (Пенин, 1997; Перельман, Касимов, 1999).

Таблица 4-2 Редове на биологично поглъщане на бял и черен бор във водосбора на р. Тайна по отношение на почвите в района (по Пенин, 1997; Перельман, Касимов, 1999).

Обект	Биологично натрупване			Биологично захващане		
	Енергично $A_x = 100-10$	Силно $A_x = 10-5$	Слабо $A_x = 5-1$	Средно $A_x = 1-0.1$	Слабо $A_x = 0.1-0.01$	Много слабо $A_x = 0.01-0.001$
Бял бор				Cu, Zn, Mn, Ni	Pb	Fe
Черен бор				Ni, Zn, Mn, Fe, Cu, Pb		

Стойностите на B_x са представени в геохимични редове (9)-(12).

$$B_{x66} (0 - 15 \text{ cm}) \frac{Zn}{2.927} > \frac{U}{2.814} > \frac{Cu}{1.975} > \frac{Pb}{0.44} \quad (9).$$

$$B_{x66} (16 - 40 \text{ cm}) \frac{U}{9.85} > \frac{Zn}{2.568} > \frac{Cu}{2.404} > \frac{Pb}{1.43} \quad (10).$$

$$B_{x46} (0 - 15 \text{ cm}) \frac{Zn}{5.26} > \frac{U}{2.57} > \frac{Cu}{1.29} > \frac{Pb}{0.67} \quad (11).$$

$$B_{x46} (16 - 40 \text{ cm}) \frac{U}{9} > \frac{Zn}{4.61} > \frac{Pb}{2.14} > \frac{Cu}{1.57} \quad (12).$$

Стойностите на B_x за бял и черен бор показват сходни тенденции, а именно, че от анализираниите почвени проби и тежки метали, най-активно в растенията се акумулира обменната фракция на цинка, следван от урана, медта и оловото. Най-интензивно този процес се наблюдава при черноборовите насаждения, където коефициента B_{x46} за цинк има почти двойна стойност в сравнение с белия бор. В дълбочина стойностите на оловото и цинка сменят мястото си в редът на

биогеохимична подвижност, (10) и (12). На основата на изчислените фонові стойности на местния геохимичен фон за 1993 (1996) г., и за 2011 г. са изчислени стойностите на коефициента на техногенно замърсяване – Кс, които са подредени в геохимични редове, (13) и (14):

$$\frac{K_{c>2}}{K_{c<2}} = \frac{Mn, Cu, Zn, Pb, Ni, Ra}{U, Fe, Th, K} \quad (13).$$

$$\frac{K_{c>2}}{K_{c<2}} = \frac{Ni, Cu, Cs, Fe, Zn, Th, U, Mn}{Ra, K} \quad (14).$$

От тях се вижда, че през 1993 (1996) г. най-силно замърсяващи в техногенно отношение са Mn, Cu, Zn, докато през 2011 г. са Ni, Cu, Cs, Fe. Високите стойности и присъствието на Cs в редът за 2011 г. се дължи на измерването му през периода на наблюдение, докато анализи за ¹³⁷Cs липсват в доклада на «ДИАЛ» от 1993г. Стойностите на сумарния показател на техногенно замърсяване - Z_c, се колебаят: от 3.13 до 129.24 за 1993 (1996) г., докато за 2011 г. стойностите му варират от 8.29 до 32.18. Общото покачване на долната граница на коефициента се обяснява с присъствието на цезий-137 в почвите, който е в малки количества, но не е характерен за естествения почвен геохимичен фон. През 1993 (1996) г. най-силно замърсен е района с тежки метали и металоиди и по-специално манган, следвани от мед, олово, никел, цинк и др. От естествените радионуклиди най-силно замърсяват радия следван от урана. От така направените изчисления се вижда, че 1993 (1996) г. е до 4 пъти по-замърсена в техногенен аспект в сравнение с 2011 г., което се дължи на токущо спрялата уранодобивна дейност в района. В (**Таблица 4-3**) са подредени стойностите на коефициента на водна миграция - K_x. Правят впечатление силно високите стойности на коефициента за мангана, арсена и цинка, както преди ХМС при кв. Курило, така и след вливането на р. Тайна.

Таблица 4-3 Редове на водна миграция и интензивност на водната миграция на някои тежки метали във водите на р. Искър и р. Тайна.

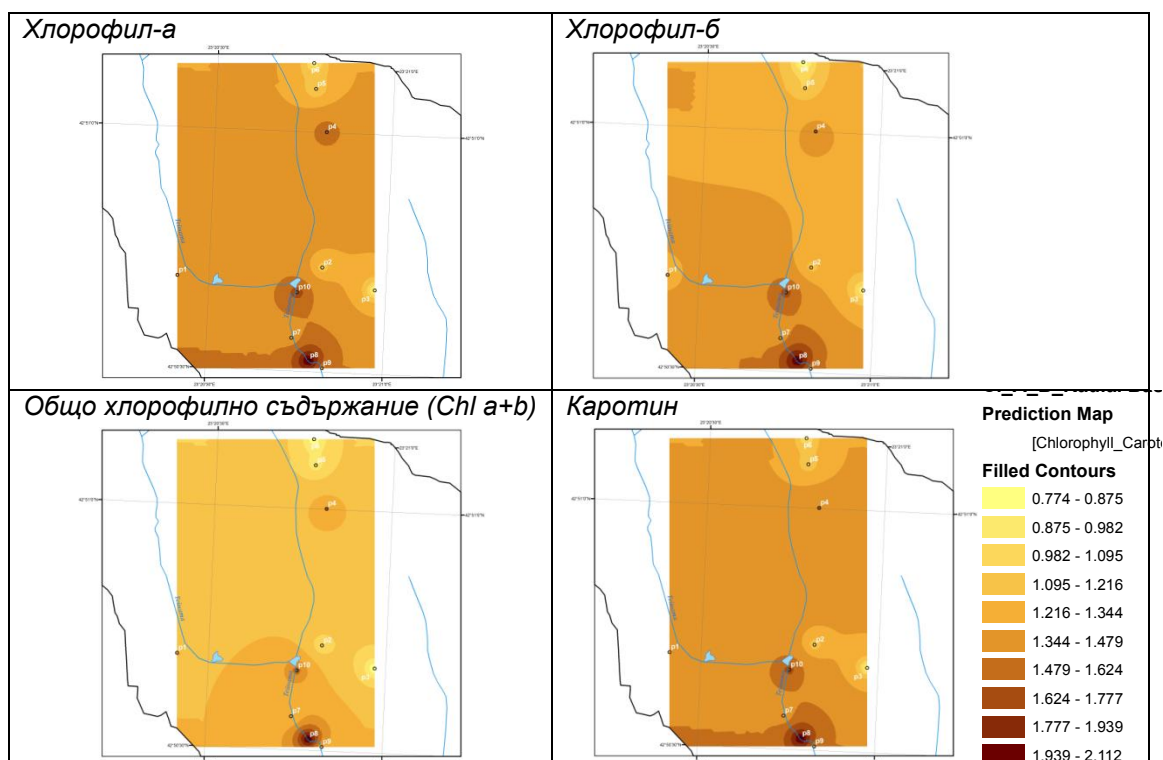
Интензивност на водната миграция	Редове на водна миграция		
	По А. И. Перельман	р. Искър при кв. Курило (ХМС) – гр. Нови Искър	р. Тайна след об. „ИСКРА” до пътя за гр. Своге
200-100		Mn (>26966), As (588), Zn (28-104)	Mn (1123), As (588), Cu (387)
100-10		Cu (62.5)	Zn (38.1)
10-1	Zn	Cu (6.25), Cr (>1.2)	Cu (6.25), Cr (1.2)
1-0.1	As, Cu, Mn		
0.1-0.01	Cr		

Стойностите на коефициента имат важно значение по отношение на степента на разлагане на рудовместващите скали, степента на разтворимост на отделните елементи и химични съединения, концентрацията им във водна среда в процеса на миграцията и химическия състав на мигриращите в ландшафта води (Пенин, 1997).

3. Модели на полета на разпространение на пигментното съдържание (хлорофил, каротин) и листов индекс (LAI) за иглолистни ландшафти. Оценка на качеството на модела.

Модели на полетата на разпространение на пигментното съдържание (хлорофил, каротин)

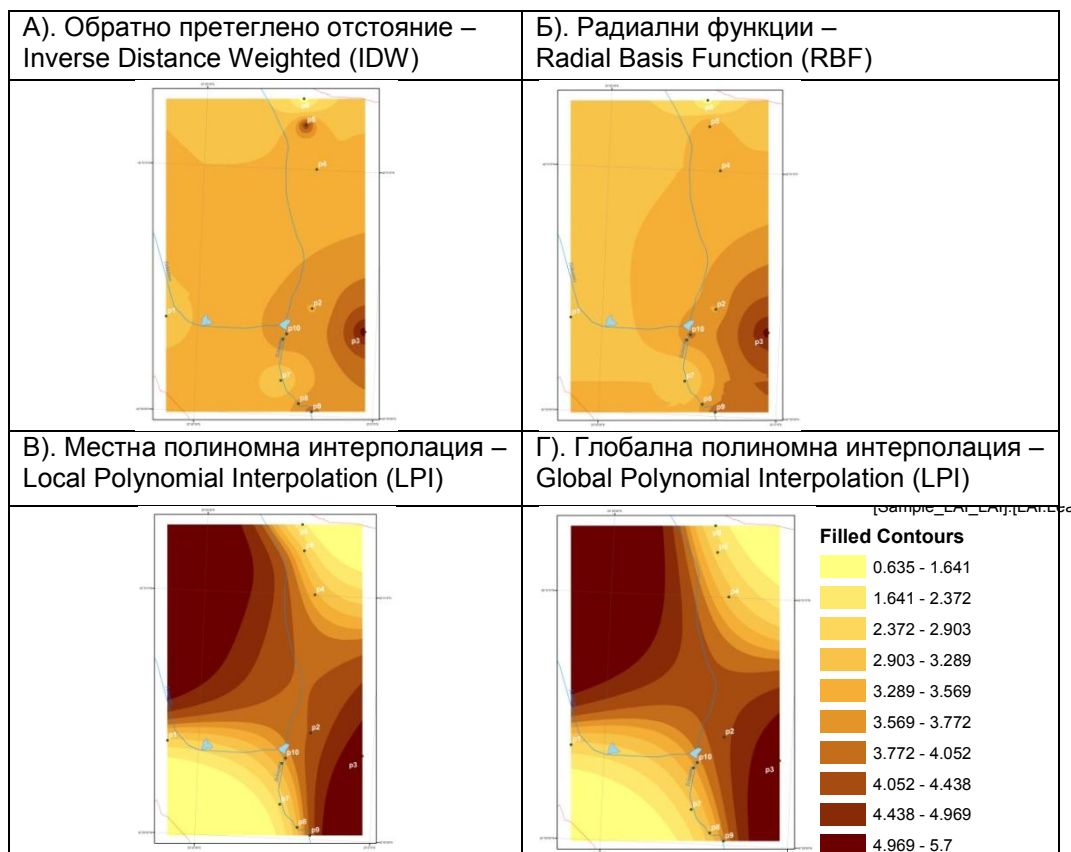
В резултат от прилагането на гореописаната моделна процедура са създадени полетата на разпространение на хлорофил и каротин представени на (**Фигура 4-4**).



Фигура 4-4 Стойности на хлорофил-а, хлорофил-б, общо хлорофилно съдържание и каротин в игличките на черен бор получени с използване на обратна мултиквадратна радиална интерполация. (mg/g FW)

- Оценка на качеството на модела на полетата на разпространение на пигментното съдържание (хлорофил, каротин)

В резултат от валидацията на интерполаторите обратно претегленото отстояние (IDW) има средна стойност 0.037 и RMSE 0.303, метода на радиалните функции има стойности съответно: 0.007 и 0.352, което показва, че IDW е по-добър от радиалните функции. Някои от недостатъците на IDW метода са описани в литературата, като например т. нар.: „биволско око” образувано около стойностите на измерване. Местната полиномна интерполация има средна стойност: 0.069 и RMSE: 0.352, докато глобалната полиномна интерполация е със стойности съответно: -0.298 и 1.162, което показва предимствата на местната пред глобалната полиномна интерполация. За обикновения кригинг - ОК стойностите са съответно: 0.034 и 0.442, а за обикновения ко-кригинг - ОС: 0.108 и 0.682, което показва предимствата на обикновения кригинг пред кокригинга. Стандартизираните стойности на RMSE за ОК и ОС са съответно: 1.917 и 3.14. Това се обяснява с факта, че ко-кригинга създава повърхностите на предсказаните стойности на основата на два или повече набора от входни данни, в случая – хлорофил-а и хлорофил-б, които имат различни дисперсии, стандартни отклонения и т.н., като сумата от техните грешки се натрупва в ко-кригинга (ОС). Следователно от приложените геостатистически методи на интерполация, IDW, следвани от радиалните функции и местната полиномна интерполация дават най-добри резултати при интерполирането на малък набор от данни. Резултатът от кросвалидацията на различните интерполатори показва: средна стойност - 0.029 и RMSE - 0.293 за IDW; и средна стойност - 0.011 и RMSE - 0.286 за обратната мултиквадратна радиална функция, което доказва сравнителното превъзходство на резултатите от радиалните функции в сравнение с IDW. Това налага избора на обратната мултиквадратна радиална функция при изчисляване на повърхнините на стойностите на останалите променливи в модела.



Фигура 4-5 Стойности на LAI получени с различни интерполатори.

- Оценката на качеството на модела на стойностите на LAI

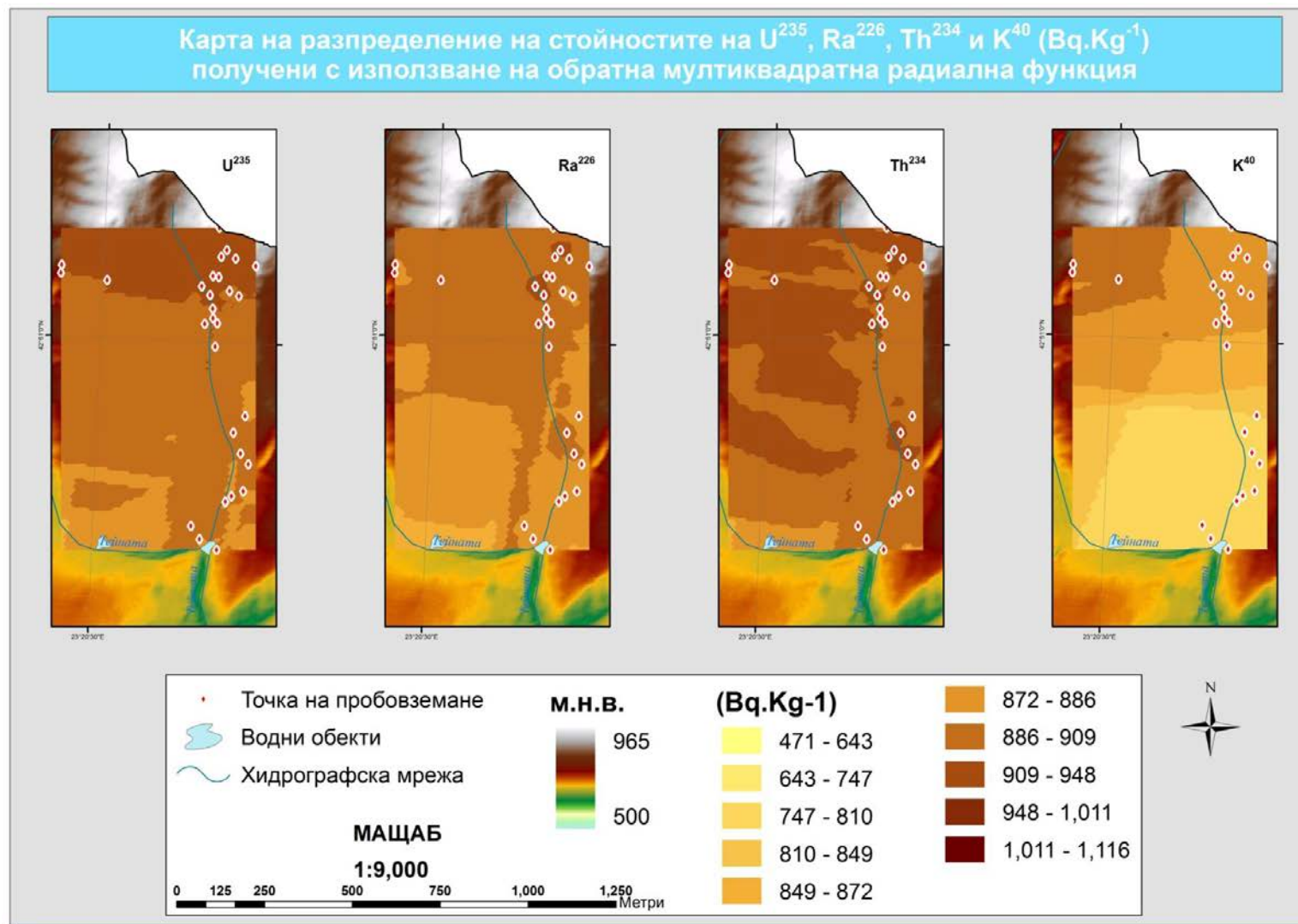
Средните стойности на грешката и средно квадратичната грешка (RMSE) са съответно: обратно претеглено отстояние: 0.072 и 1.58; радиални функции: 0.033 и 1.56; на местна полиномна интерполация: 0.185 и 1.849, глобална полиномна интерполация: -0.195 и 2.22 (Фигура 4-5). Сравнението на интерполациите по RMSE показва отново сравнителното превъзходство на радиалните функции и по-специално на RBF със същите входни параметри използвани за създаването на повърхнините на стойностите на хлорофил-а и –б, общ хлорофил и каротин.

4. Модел на разпространение на природни (естествени) и техногенни (изкуствени) радионуклиди в почвите на водосборния басейн на р. Тайна. Оценка на качеството на модела.

Резултатите от моделирането на полетата на разпространение на естествените радионуклиди са представени на (Фигура 4-6).

- Оценка на качеството на модела на разпространението на природни (естествени) и техногенни (изкуствени) радионуклиди в почвите на водосборния басейн на р. Тайна.

Въпреки сравнително добрите стойности получени при валидацията на модела, при кросвалидацията на радиалните функции с останалите методи на интерполация, голямата близост на точките на пробонабиране и пробовземане в областите около щолните и табаните на урановата мина, както и големите разлики в стойностите на малки отстояния води до значителни отклонения в модела на пространственото разпределение на стойностите на специфичната активност на естествените радионуклиди. С отдалечаване от точките на пробовземане и пробонабиране, се увеличава грешката на предсказаните стойности, което ограничава валидността на модела само за района на изследване – участък „ИСКРА”.



Фигура 4-6 Поле на разпространение на стойностите на естествените радионуклиди ^{235}U , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K с използване на обратна мултиквадратна радиална функция (1993 г.) ($Bq.kg^{-1}$).

5. Модели на полета на разпространение на тежките метали и металоидите в почвите на водосборния басейн на р. Тайна. Оценка на качеството на моделите.

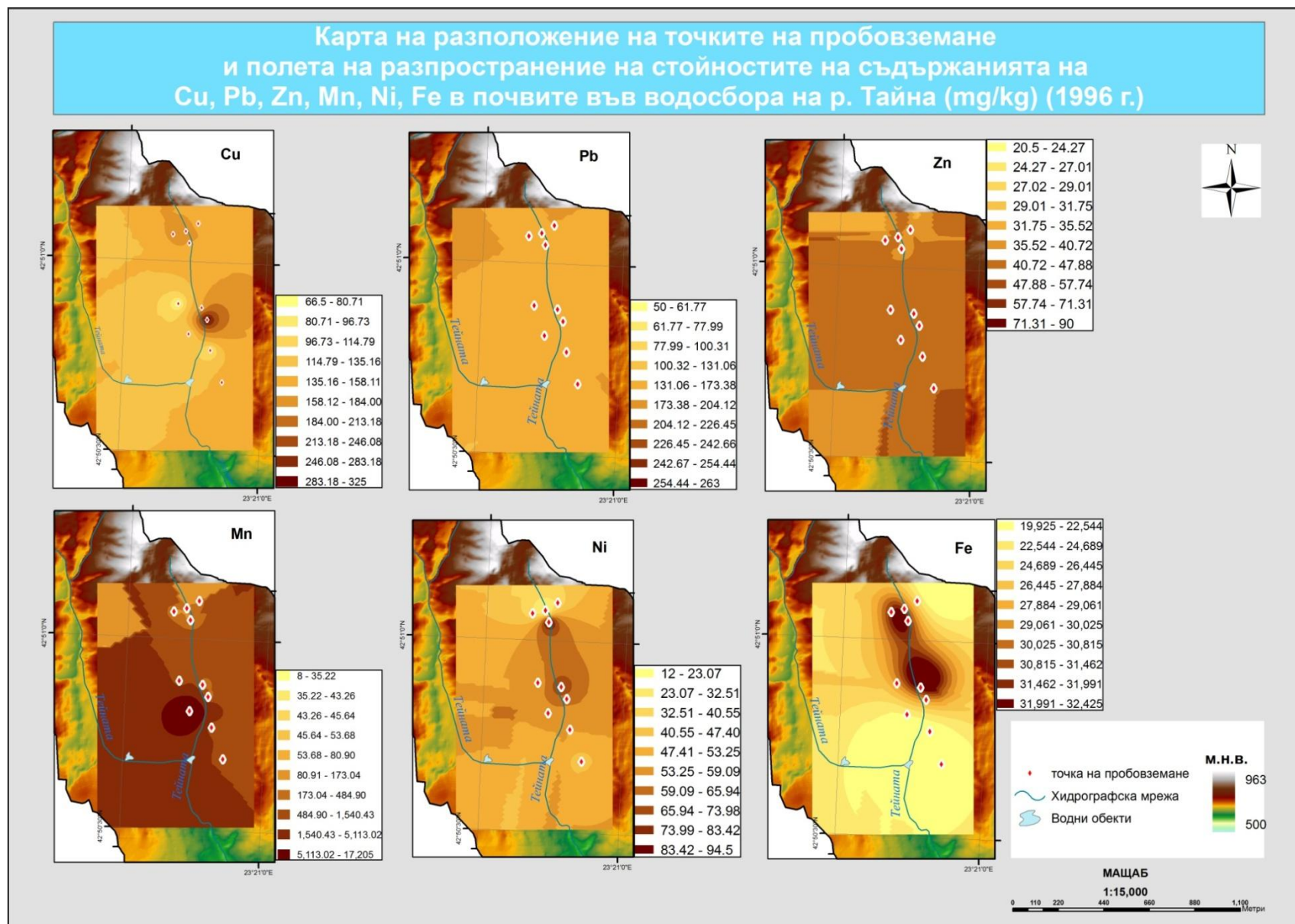
След направени тестове за нормалност на разпределение на стойностите на съдържанията на тежки метали и металоиди в почвите за двата периода на изследване използвайки тестовете на Шапиро-Уилк (Shapiro-Wilk W), Андерсон-Дарлинг (Anderson-Darling), Мартинез-Иглевиц (Martinez-Iglewicz), Колмогоров-Смирнов (Kolmogorov-Smirnov, Д'Агостино (D'Agostino) са генерирани моделите на полетата на разпространение на стойностите на тежки метали и металоиди в почвите, (**Фигура 4-8** и **Фигура 4-9**).

- *Оценка на моделите на полетата на разпространение на тежките метали и металоидите в почвите на водосборния басейн на р. Тайна.*

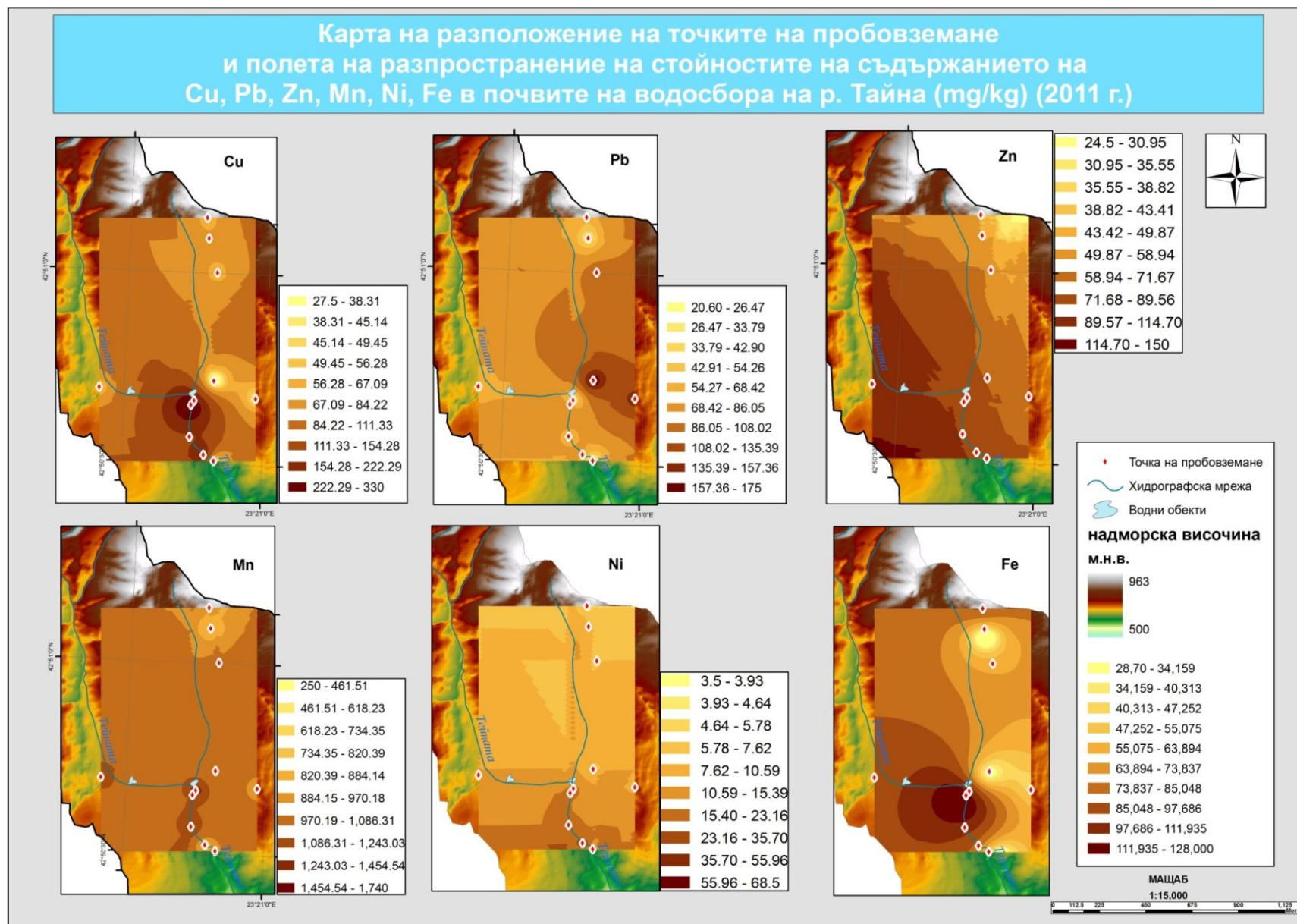
При моделирането на стойностите на тежки метали с използване на обикновен кригинг, при кросвалидацията са установени твърде големи отклонения от реално измерените стойности, за това за някои от тежките метали, като Mn, Ni, Fe са съставени модели използващи обратната мултиквадратна функция от радиалните функции показващи значително по-добри резултати при кросвалидацията по отношение на средноквадратичната грешка. От (**Фигура 4-8** и **Фигура 4-9**) се вижда, че почти всички тежки метали отбелязват повишени съдържания в средните части на водосбора и най-вече около и в „Кариерата“ на бившия участък „ИСКРА“, което се дължи, както на специфични литогеохимични особености на рудовместващите скали разкрити при „Кариерата“, така и на вторични замърсявания с антропогенен произход.

6. Модел на сумарен коефициент на техногенно замърсяване – Z_c

На основата на полетата на стойностите на съдържанията на тежките метали, металоидите, естествените и изкуствени радионуклиди са съставени модели на полетата на стойностите на коефициента на техногенна концентрация - K_c използвайки получените стойности за местния почвеногеохимичен фон за 1993 (1996) г. и 2011 г. Така получените полета са използвани за изчисляване на сумарния коефициент - Z_c чиито стойности за тежките метали в почвите за 1993 (1996) г. варират от 3.13 до 129.24, а за 2011 г. от 8.29 до 32.18. Стойностите на коефициента за 1993 (1996) г. са рекласифицирани в 7 класа (3.13-10, 10-20, 20-30, 30-50, 50-60, 60-129.24), а за 2011 г. в градация от 4 класа (8.29-10; 10-20; 20-30; 30-32.18). Резултата е показан на (**Фигура 4-10**). От фигурата се прави заключението, че най-замърсени са каналените горски почви – III степен на ерозия в приповърхностния слой (0-20 cm) през 1993 (1996) г. в резултат от техногенезата. Тези почви се намират в районите над „Киселото езеро“ и по-специално при табаните на щолни № 5, 7 и 8. От (**Фигура 4-10**) се вижда, че сравнително най-големи замърсявания за 2011 г. регистрира Z_c в средното течение на река Тайна, и по-специално след водослива на левия приток идващ от участък „ИСКРА“ под „Киселото езеро“ с р. Тайна. Целият участък между двата утайника и част от табана на бившата мина за кафяви въглища има стойности на коефициента от 20 до 30, които също са сравнително високи. На основата на очертаните техногеохимично замърсени райони използвайки стойностите на сумарния коефициент – Z_c , за 2011 г. ландшафтите на иглолистните гори са разделени на три големи групи (нестресирани – със стойности на коефициента < 20, слабо до умерено стресирани – със стойности на коефициента 20-30 и силно стресирани – със стойности на коефициента 50-60 и повече).

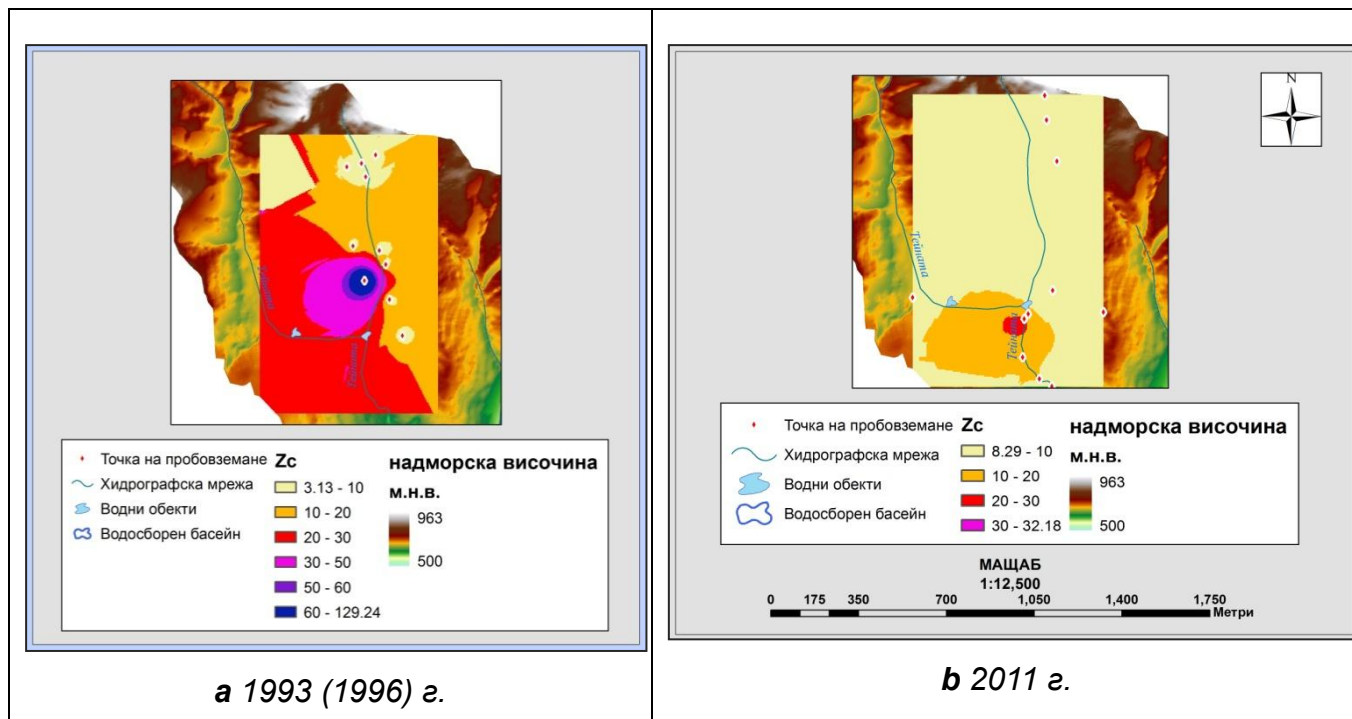


Фигура 4-8 Карта на разположение на точките на пробовземане и полетата на разпространение на съдържанието на Cu, Pb, Zn, Mn, Ni и Fe (1996 г.) ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)



Фигура 4-9 Карта на разположение на точките на пробовземане и полетата на разпространение на съдържанието на Cu, Pb, Zn, Mn, Ni и Fe (2011 г.) ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

Представянето на тези три групи през различните години не е еднакво, поради факта, че през 2011 г. Z_c има стойности на коефициента около и под 30, т.е. представени са само две групи нестресирани и слабо стресирани ландшафти. На основата на това поделение за 2011 г. са разделени точките на пробовземане и пробонабиране на 2 групи, като за относително „фонов“ и съответно „нестресирани“ са приети точки 2, 3 и 5, разположени съответно най-западно и над „Киселото езеро“ по пътя за „Кариерата“ на участък „ИСКРА“, а за замърсени и респективно стресирани са приети точките 6, 10 и 11.



Фигура 4-10 Стойности на сумарния коефициент на техногенно натоварване Z_c за почвите във водосборния басейн на р. Тайна. (1993 (1996) г. – 2011 г.)

7. Емпиричен регресионен модел (доза-ефект) на взаимозависимости между сумарния коефициент на замърсяване - Z_c , съдържание на пигменти по наземни данни и ВИи от многоканални и спектрометрични спътникови изображения. Оценка на качеството на модела.

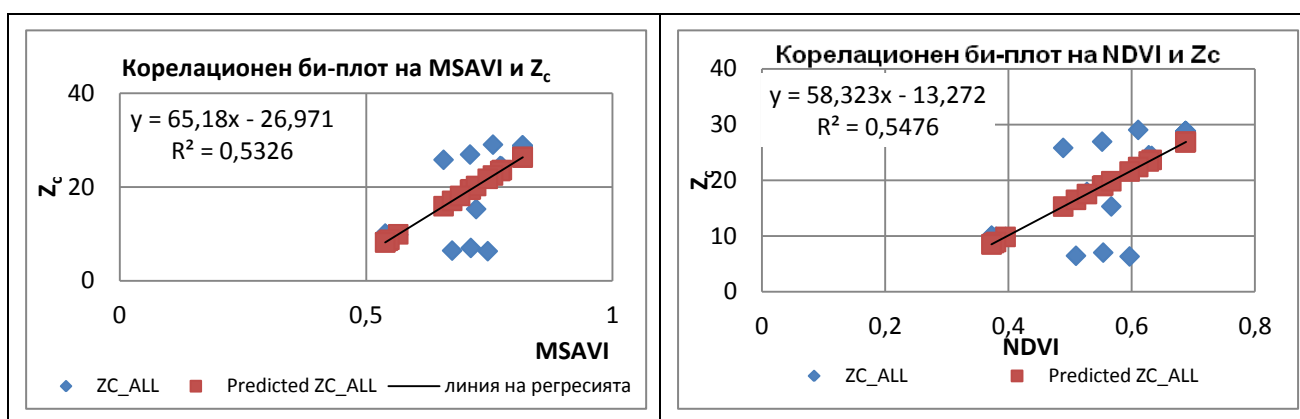
7.1. Използване на данни от многоканални спътникови системи с висока и свръхвисока ПРС за оценка на абиотични стресови ситуации в иглолистни ландшафти

Сравняването на данните за съвременното състояние на иглолистните ландшафти е направено по спътникови данни от Landsat за годините 1990 и 1991 г. и 2003-2010 г. с моделираните полета на сумарния коефициент на техногенно замърсяване – Z_c за съответния период на наземни измервания на тежките метали, металоиди и радионуклиди – 1993 (1996) г. Стойностите на NDVI, NDWI, MSAVI и TCHVI за съответните години са обединени в общи файлове, като статистиката е извлечена общо за двете последователни години. Средните стойности между класовете 2 и 3 не се различават значително за индексите NDVI, NDWI и MSAVI – от порядъка на 0.03–0.02 от стойностите на ВИ. При TCHVI разликата при средните на 2-ри и 3-ти клас е от порядъка на 0.12. Разликите в стандартните отклонения на предходната група от ВИ също не е голяма – от порядъка на 0.003–0.008, докато за TCHVI тази разлика е 0.12. В резултат на анализа на дескриптивната статистика и

кълъстерния анализ за групите техногенно замърсени иглолистни ландшафти 1990-1991 г. и 2003–2010 г. е установено, че индексите VCI, NDVI, NDWI и TCHVI се използват с известна условност при разкриване на абиотични стресови ситуации причинени от добива на уран в иглолистни ландшафти. Установена е много слаба корелационна зависимост или липса на такава при данните от времевата серия на ВИи за 2003–2010 г. и Z_c . Тази ниска стойност на r^2 при повечето ВИ се обяснява с вероятни вариации привнесени от сезонната динамика на растителността през различните години на наблюдение и заснемане от Landsat, която динамика трябва да бъде изследвана отделно във времеви аспект, както и да бъде сравнена с динамиката на Z_c за същите периоди на наблюдение, което е извън обхвата на настоящето изследване.

- *Оценка на качеството на модела по данни от Landsat за 1990–1991 г.*

Корелационните зависимости между стойностите на ВИи за 1990–1991 г. и стойностите на сумарния коефициент на техногеохимично замърсяване Z_c са представени на (Фигура 4-10). От тях се вижда, че между стойностите на общия индекс Z_c и ВИи има слаба линейна положителна корелационна зависимост, което не позволява създаването на линеен регресионен модел между коефициента на замърсяване и ВИ, както и неговото инверсно приложение. Корелацията на NDVI и Z_c е с коефициент $r^2 = 0.74$ (Пирсън) и $r^2 = 0.675$ (Спирмън) с критерии на значимост $F: 21.789$ при $F: <0.001$. Корелацията на NDWI и Z_c е с коефициент $r^2 = 0.695$ (Пирсън) и $r^2 = 0.662$ (Спирмън) с $F = 17.791$ при $F: <0.001$. Съответно за MSAVI и Z_c : $r^2 = 0.73$ (Пирсън) и $r^2 = 0.675$ (Спирмън) при нива на значимост $F: 20.508$ при $F: <0.001$. За TCHVI коефициентите са съответно $r^2 = 0.658$ и $r^2 = 0.373$ при $F: 13.78$ и $F: 0.002$.



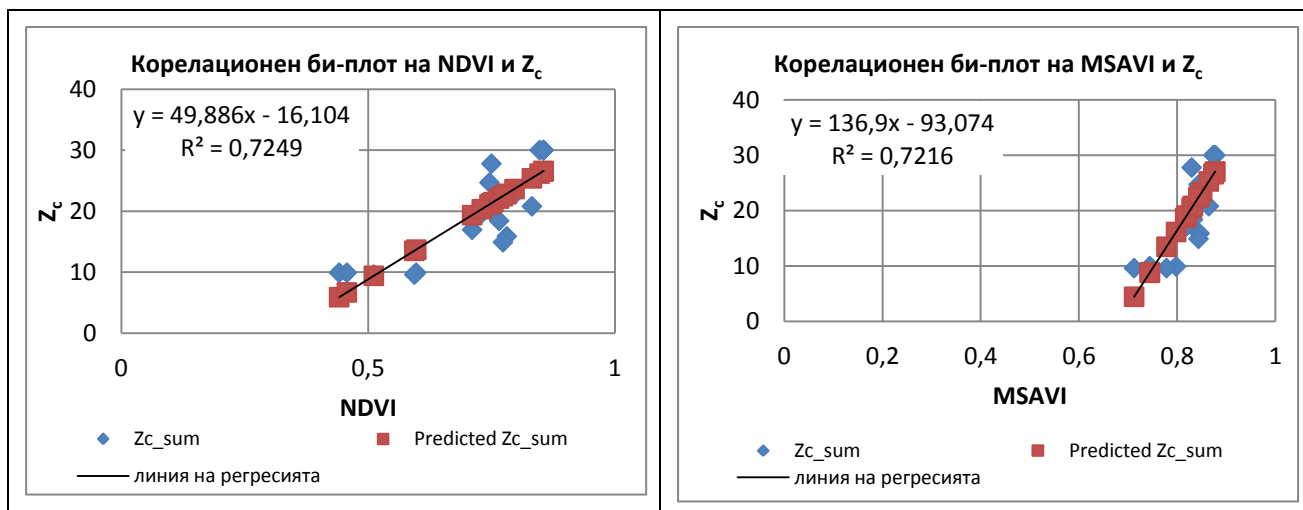
Фигура 4-10 Корелационни зависимости на NDVI, NDWI, MSAVI, TCHVI от Landsat и Z_c . (1990–1991 г.)

- *Оценка на качеството на модела по данни от Landsat за 2003–2010 г.*

Стойностите на общия индекс Z_c и ВИи имат много слаба линейна положителна корелационна зависимост или липса на корелационна зависимост, което не позволява създаването на линеен емпиричен регресионен модел „доза-ефект“ между сумарния коефициент на замърсяване и ВИи. Корелацията на NDVI и Z_c е с коефициент $r^2 = 0.41$ с критерии на значимост $F: 12.60$ при $F: < 0.002$. Корелацията на NDWI и Z_c е с $r^2 = 0.18$ с $F = 4.19$ при $F: <0.05$. Съответно за MSAVI и Z_c : $r^2 = 0.15$ при нива на значимост $F: 3.29$ при $F: <0.08$. За TCHVI коефициентите са съответно $r^2 = 0.01$ при $F: 0.28$ и $F: 0.60$ или липса на корелация.

7.2. Използване на данни от многоканални спътникови системи със свръхвисока ПРС за оценка на абиотични стресови ситуации в иглолистни ландшафти.

При оценката на разликите в класовете замърсени ландшафти за периода 2011 г. с помощта на ширококанални ВИи от спътникови изображения със свръхвисока ПРС (QuickBird) е използвана същата методология, както и при оценката на ВИ от спътниковите данни със висока ПРС. При прилагането на йерархичния клъстерен анализ е установено, че отстоянията между класовете при групирането на класовете при MSAVI са по-големи, което показва по-добрата чувствителност на MSAVI спрямо NDVI при откриване на различията в теоретично определените 4 класа замърсени ландшафти. При TCHVI стойностите извлечени от пикселите са около нула, което прави невъзможно клъстеризирането им. В резултат на анализа е установено, че разлика между класовете замърсени ландшафти основани на Z_c е значителна, като стойностите се групират последователно от 3-ти и 4-ти клас до първи, както при NDVI, така и при MSAVI. Групирането на стойностите на ВИ при многоканалните спътници с висока и свръхвисока ПРС в рамките на зоните на моделираните стойности на Z_c доказва наличието на изменчивост, която следва изменчивостта на стойностите на коефициента. Корелационната зависимост на NDVI и MSAVI от QuickBird със Z_c представлява много добре изразена права линейна зависимост, (Фигура 4-11).



Фигура 4-11 Корелационни зависимости и разликови стойности на теоретично изчислени и реални стойности на NDVI, MSAVI от QuickBird и Z_c .

- Оценка на качеството на модела по данни от QuickBird

Стойността на коефициента на корелация NDVI спрямо Z_c е 0.85, като корелацията е определена, като статистически значима при F : 47.42 и ниво на значимост F : $1.93 \cdot 10^{-6}$. Стойността на коефициента на корелация MSAVI спрямо Z_c е 0.84, при F : 46.67 при ниво на значимост F : 2.15. При изчисляване на регресионните уравнения на NDVI и MSAVI спрямо Z_c за тежки метали и за радионуклиди, се забелязват известни изменения на корелационната зависимост на ВИ с общия Z_c . Така например за MSAVI и Z_c на тежки метали коефициента на корелация е 0.79 при $r^2 = 0.63$ при F : 31.05 и нива на значимост F : $6.74 \cdot 10^{-5}$, а за NDVI и Z_c на тежки метали 0.79 при $r^2 = 0.59$, като корелацията е определена, като статистически значима при F : 26.82 при ниво на значимост F : $6.31 \cdot 10^{-5}$; докато Z_c на радионуклиди и MSAVI коефициента на корелация е 0.73 при $r^2 = 0.55$ при F : 21.73 при нива на значимост F : 0.0001, а за NDVI е съответно 0.77 и 0.60 и F : 26.82 при ниво на значимост F : $6.31 \cdot 10^{-5}$. Забелязва се, че стойностите на Z_c корелират по-добре със стойностите на ВИ, което е доказателство за синергетичен ефект от замърсяването

с тежки метали и радионуклиди, върху поведението на стойностите на ВИ и респективно върху фотосинтетичния апарат на растенията.

7.3. Използване на данни от спектрометрични спътникови системи с висока ПРС за оценка на абиотични стресови ситуации при иглолистни ландшафти.

Определяне на позицията на червения ръб

Прилагането на геометричните и атмосферни корекции към данните от EO-1/Hyperion е последвано от селектирането на каналите 6-57 и 77-224, които са калибрирани. За да има съпоставимост на СКО на природните обекти с полевите данни от спектрометрирането е необходимо СКО да се приведат в същия диапазон на спектъра, съответстващи на ASD HH FS Demo. За прилагане на атмосферни корекции за целите на настоящето изследване е използван модула QUAC в ENVI, позволяващ на основата на готови разработени алгоритми за различните спътникови системи, да се коригират входните изображения (ENVI Atmospheric Correction Module User's Guide, 2010). Точната позиция и дълбочина на червения ръб определен по полевите и лабораторните данни за съответните точки е дадена в (**Таблица 4-4**), като единиците са в скала на стойностите на отражателните характеристики (0-1). От таблицата се вижда, че позицията на червения ръб се отмества в лява посока и ако при здравите растения е между (λ 683 ÷ 685 nm), то при стресираните е към λ = 674 nm. При съвременното ниво на спътниковите ДИ, например спектрометъра EO-1/Hyperion, спектралната разделителна способност е от порядъка на 10 nm, т.е. при подходящо програмиране на каналите може да се извлече информация точно за позициите на червения ръб, както при стресирана, така и при здрава растителност. Приблизително отговарящите на този критерии канали на Hyperion, са № 32 с централна дължина на вълната λ = 671.02 nm, канал № 33 при λ = 681.20 nm и канал № 34 при λ = 691.37 nm. Данните за дълбочината, площта и асиметрията на червения ръб по данни от Hyperion са представени на (**Таблица 4-5**). От прегледа на данните се забелязва, че съществува разлика между отделените две групи растения: стресирани и нестресирани, но тя е слаба и варира в големи граници. Това се отдава, на грешка при регистрацията (геореферирването) на изображението, както и на ефекта на смесения пиксел, чиито стойности варират в зависимост от процентно участие на другите типове земно покритие, както е отбелязано в предходните глави на настоящата работа.

Таблица 4-4 Дълбочина и позиция на червения ръб във видимата част на спектъра на основата на полеви данни от ASD HH FS.

№ на точката	Позиция на червения ръб	Дълбочина	Площ	Асиметрия
2	683.000	0.169	19.188	1.065
3	683.000	0.197	41.325	4.697
5	685.000	0.325	59.920	2.360
6	683.000	0.368	76.276	4.516
10	674.000	0.707	193.016	5.598
11	676.000	0.873	270.298	5.875

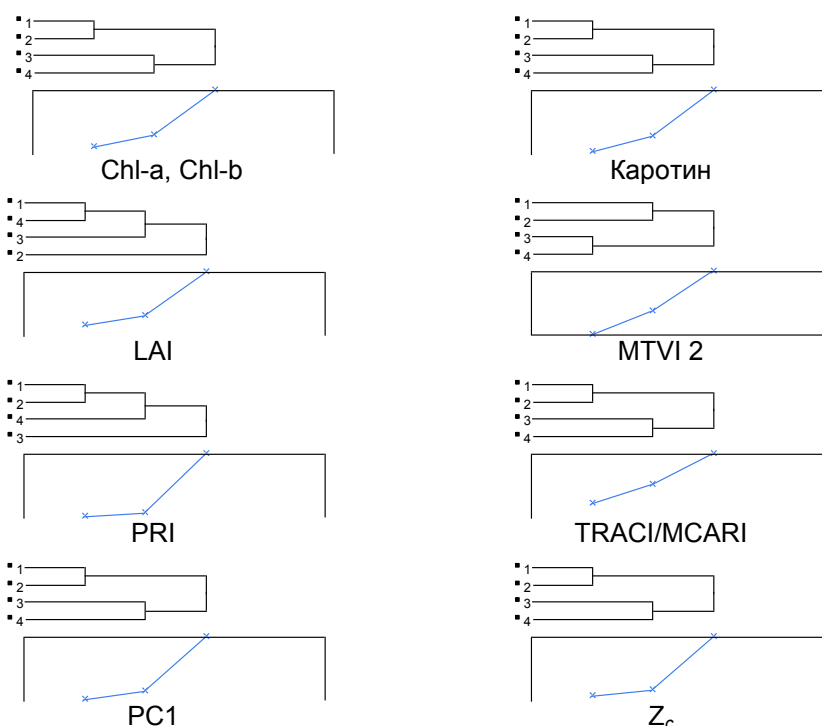
Таблица 4-5 Дълбочина и позиция на червения ръб във видимата част на спектъра на основата на спътникови данни от EO-1/Hyperion.

№ на точката	Позиция на червения ръб	Дълбочина	Площ	Асиметрия
2	683.000	0.199	41.435	4.656
3	487.870	0.249	180.051	-0.729
5	660.850	0.602	135.139	2.282
6	660.850	0.515	124.787	2.624
10	671.020	0.648	141.977	2.766
11	671.020	0.543	117.432	2.862

Установени са много силни прави корелационни зависимости на Z_c – общо, само за тежки метали и металоиди и за радионуклиди с хлорофилното съдържание и съдържанието на пигменти (**Таблица 4-6**), докато листовия индекс дава много слаби прави корелационни зависимости с Z_c . Обратни корелационни зависимости с Z_c имат индексите TCARI, MCARI и MTVI 2, докато много силна права корелационна зависимост на Z_c за радионуклиди има единствено с PRI. На основата на йерархичния клъстерния анализ, метод на Ward, са построени дендрограмите на хлорофилното и пигментното състояние по наземни данни, вегетационните индекси, първия главен компонент от четирите вегетационни индекса и Z_c (**Фигура 4-12**). Наземно измерените стойности на хлорофила и пигментите се групират според първоначално отделените групи на стресирани и нестресирани иглолистни ландшафти, докато единствено LAI и PRI, не се групират по същия начин. Най-ясно и подобно на наземните данни е групирането на стойностите при TCARI/MCARI следвано от MTVI 2 и PRI. При използването на информацията от първия главен компонент – (PC1) на вегетационните индекси, който описва 71.4 % от стойностите на ВИи, стойностите се групират, подобно на стойностите от наземните данни за хлорофил-а и –б, каротин и Z_c .

Таблица 4-6 Корелационна матрица на ВИи от EO-1/Hyperion, LAI, хлорофил и каротин.

	Z_c	Z_c тежки метали и металоиди	Z_c радионуклиди
Chl a (mg/kg)	0.96	0.96	0.89
Chl b (mg/kg)	0.91	0.92	0.87
Chl a+b(mg/kg)	0.95	0.95	0.89
Каротин (mg/kg)	0.96	0.96	0.91
TCARI	-0.80	-0.80	-0.71
MCARI	-0.80	-0.80	-0.71
MTVI 2	-0.67	-0.66	-0.73
PRI	0.56	0.52	0.74



Фигура 4-12 Дендрограми на ВИи от Hyperion, Z_c и биофизични индекси.

- *Оценка на качеството на модела по данни от EO-1/Hyperion*

Корелационните зависимости между стойностите на ВИи от Hyperion и стойностите на сумарния коефициент на техногеохимично замърсяване – Z_c (**Таблица 4-6**). От таблицата се вижда, че между стойностите на общия индекс Z_c и ВИи има ясно изразена силна и много силна линейна права корелационна зависимост, което позволява създаването на линеен регресионен модел между коефициента на замърсяване и ВИ, както и неговото обратно приложение. Най-силно са изявиени корелациите на Z_c и общото хлорофилно съдържание с $r^2 = 0.90$ с критерии на значимост $F: 27.42$ при $F: <0.013$. Следвани от TCARI/MCARI и Z_c с $r^2 = 0.63$ и критерии на значимост $F: 5.20$ при $F: <0.1$. Корелацията на MTVI 2 и Z_c е с $r^2 = 0.42$ с $F = 2.48$ при $F: <0.21$. Съответно за PRI и Z_c : $r^2 = 0.30$ при нива на значимост $F: 1.34$ при $F: <0.33$.

Изводи

1. Направен е преглед на абиотичните стресови ситуации, фазите на настъпване на стресовата ситуация, факторите за настъпване на стресова ситуация, както и на здравето на горите в иглолистните ландшафти. Описани са определените в литературата ПДК, специфични активности и метални фитотоксичности, както и влиянието на факторите на средата върху увеличаването и намаляването на съвкупния, антагонистичния и синергетичен ефект на определени замърсители от групата на тежките метали, металоидите и естествените и изкуствените радионуклиди върху иглолистните ландшафти. По-подробно са разгледани ефектите на абиотичните стресови ситуации, предмет на изследване на настоящата дисертация, а именно абиотичния стрес причинен от уранодобива (естествени радионуклиди).

2. Разгледани са принципите на действие и е направен исторически преглед на приложението на многоканалните и спектрометрични спътникови дистанционни методи и по-специално на инфрачервените и флуоресцентните, за откриване на абиотични стресови ситуации. Оценени са някои бъдещи спектрометрични спътникови системи за откриване на абиотични стресови ситуации, на основата на преглед на литературни източници.

3. Направен е анализ и оценка на съществуващите модели за моделиране на геосистемите и абиотичните стресови ситуации. За целта са разгледани основните класификации, методи и подходи за изследване на геосистемите и ландшафтите в природните науки, като екология, радиоелекология, физиология на растенията, геохимия на ландшафта. Разгледани и оценени са различни групи модели в ДИ използвани за определяне на биохимичното състояние и абиотичния стрес на иглолистните ландшафти по многоканални и спектрометрични спътникови данни. Направен е извода, че съвместното използване на входно-изходните данни на моделите на предвателните функции на атмосферата и на отражателните 3D модели на короните на дърветата, както е при моделите PROSPECT и SAIL – PROSAIL и LEAFMOD, позволяват надеждно и точно определяне на биохимичното и биофизичното състояние на иглолистните ландшафти и респективно абиотичния стрес. Разгледани и оценени са групата на математическите и геостатистическите модели използвани за разпознаване и оценка на абиотични стресови ситуации в иглолистните ландшафти, като е поставен акцент върху методите използвани в емпиричните и полуемпиричните изследвания.

4. Създаден е емпиричен модел на „доза-ефект“ взаимозависимостите за разпознаване и оценка на абиотичните стресови ситуации причинени от уранодобива в иглолистни ландшафти с използването на геоинформационни технологии и многоканални и спектрометрични спътникови данни на основата на етапите на симулационното моделиране и етапите на системния анализ в екологичното

моделиране дадени в работите на Джефферс (1981), Цанкова, Георгиева (1998). За целта са определени групите на управляващите променливи, променливите на състоянието и изходните променливи влизащи в модела. Зададени са зависимостите между групите променливи на основата на спомогателни модели на: 1) Цифров модел на ландшафтите (ЦМЛ); 2) Модели на разпространение на стойностите на пигментното съдържание в иглолистните растения, листовия индекс (LAI), съдържанията, специфичните активности на замърсителите (тежки метали, металоиди и радионуклиди). Модел на сумарния коефициент на техногенно замърсяване – Z_c в почвите; 3) Модели на съдържанието на пигменти (хлорофил-а, -б и каротин) с използване на многоканални и спектрометрични спътникови ВИи изображения. Определяне на параметрите на позицията, дълбочината, площта и асиметрията на „червения ръб“ от многоканалните и спектрометричните спътникови системи; 4) Модел на геобаза данни. Определени са методите за оценка на качеството на моделите на „доза-ефект“ взаимозависимостите, геостатистическите модели на разпространение на съдържанията и специфичните активности на изследваните променливи в почвите и растителността в иглолистните ландшафти.

5. Направена е кратка характеристика на ландшафтообразуващите фактори на природната и антропогенната среда и е създаден ЦМЛ на съвременните ландшафти във водосбора на р. Тайна, който съдържа 98 ландшафта (Filchev, 2009a). Съставена е кратка геохимична характеристика на състоянието на ландшафтите на основата на коефициентите KK , KP , K_x , A_x и B_x . Установени са високи стойности на KK за Pb, Cu, както и високи стойности на KP за Ni, Zn и Mn. На основата на стойностите на A_x е установено, че белия бор захваща слабо тежките метали – Cu, Zn, а черния бор – Zn, Mn. Изчислени са стойностите на коефициентите на техногенно замърсяване K_c и сумарния коефициент на техногенно замърсяване Z_c за района на изследване – участък „ИСКРА“, на основата на които е установено четирикратно по-високо техногеохимично замърсяване на иглолистните ландшафти през 1993 (1996) г. в сравнение с 2011 г. От естествените радионуклиди най-силно замърсяват иглолистните ландшафти радия следван от урана.

6. Установено е, че стойностите на управляващите променливи и променливите на състоянието, нямат случайни разпределения, от което последва серия от геостатистически моделирания на стойностите им с цел определяне на оптимален интерполатор.

7. Направените сравнителни анализи на основата на кросвалидацията на различни геостатистически интерполатори доказва, че при групирани извадки, каквато е случайната стратифицирана извадка в иглолистни ландшафти с голяма контрастност на стойностите, най-добри глобални интерполатори са радиално базираните функции и по-специално обратната мултиквадратна функция използвана за интерполиране, както на биофизичните (хлорофил, каротин, LAI), така и на почвено геохимичните параметри на ландшафтите (тежки метали и радионуклиди).

8. С помощта на анализа на максималните стойности на семивариограмата е направено заключение, че максималните аномални стойности на естествените и изкуствени радионуклиди имат групиране в „Кариерата“ и върху табаните през 1993 г., докато през 2011 г. стойностите се групират в средното течение на р. Тайна под сорбционната установка и „Киселото езеро“, което се отдава на миграцията и преотлагането на замърсителите в тази част на водосбора на реката. Тежките метали следват приблизително същият тренд, както при радионуклидите. С най-голяма замърсеност през 1993 г. са горното и средното поречие на левия приток на р. Тайна над „Киселото езеро“, като аномално високи стойности показват Mn. През 2011 г. повечето тежки метали са концентрирани в района около и под „Киселото езеро“, което

се дължи най-вероятно на технологията на сорбция на замърсителите използвана при сорбционната установка.

9. На основата на създадените полета на сумарния коефициент на техногенно замърсяване Z_s , който е рекласифициран в 5 класа, е създадена хипотезата за абиотичните стресови ситуации в иглолистните ландшафти. Хипотезата е апробирана за значимост чрез сравняване на групите стойности от дескриптивната статистика извлечена от класовете от ВИи изображения. Поради общия характер на сравненията основани на дескриптивната статистика - Exploratory Data Analysis (EDA), са създадени сигнатури на същите класове замърсени ландшафти за които са създадени дендрограми по метода на йерархичното клъстеризиране. Отделените и обединените класове не корелират добре с данните от Landsat, но дават добра и много добра корелация с данните от ВИи – NDVI и MSAVI – получени от спътниковата система със свръхвисока ПРС – QuickBird. От направените анализи на данните за тестовите участъци и зоните замърсени от техногенни дейности (уранодобив), се стига до извода, че спътниковите многоканални данни със свръхвисока ПРС се явяват надежден източник на информация за стресовите ситуации при иглолистните, докато спътниковите данни с висока ПРС се представят по-слабо. Данните с висока ПРС от многоканалните спътникови системи, като Landsat например, се използват при анализирането на общото състояние на растителността с помощта на индекса VCI, за който са построени надеждни времеви серии. От ширококаналните ВИи с най-добра способност за разкриване на стресови ситуации и по-специално физиологичен стрес са индексите NDWI, TCHVI, които използват както каналите от близката ИЧ област, в която водата в растителността поглъща най-силно, така и зеления канал и каналът в късовълновата (средната) ИЧ област с още една силна абсорбционна линия на водата в растенията.

10. На основата на създадения и апробиран емпиричен модел (доза-ефект) е потвърдена направената хипотеза, за положителна корелация между замърсяванията с тежки метали и радионуклиди (абиотични стресови фактори) и пигментите и водното съдържание на растителността с помощта на данните от многоканалните спътникови системи.

11. На основата на „синьото отместване” и дълбочината и позицията на „червения ръб” по данни от спектрометричната спътникова система EO-1/Hyperion е установено, че иглолистните ландшафти подложени на абиотичен стрес (замърсяване с тежки метали, металоиди, естествени и изкуствени радионуклиди) имат неспецифична реакция на стрес или „екстрес”. Това потвърди направените изводи при използването на многоканални спътникови данни. Реакцията на иглолистните гори (черен и бял бор) се изразява в увеличаване на общото водно и хлорофилно съдържание в листата на короните на дърветата, което води до по-голяма зеленина и „здрав вид” на растенията.

12. От корелацията между 19-те ВИи, получени с помощта на софтуерния пакет ENVI и допълнително изчислените ВИи в IDL (**Таблица 1** и **Таблица 2**) се стига до заключението, че повечето хлорофилни индекси използващи абсорбционните линии на поглъщане на хлорофил-б показват много силна обратна корелационна зависимост с общото хлорофилно съдържание и съдържанието на хлорофил-а и хлорофил-б. С положителна права корелационна зависимост се отличават индексите PRI. Открито е също така, че като пряк индикатор на стреса служат индексите TCARI, MCARI, както и първия главен компонент (PC1) от индексите TCARI, MCARI, MTVI 2 и PRI.

Заклучения

Съвременните глобални климатични промени и все по-нарастващите потребности и нужди на човечеството оказват двустранен натиск върху растителността и иглолистната растителност в частност. Известно е, че иглолистните са едни от най-древните представители на флората на планетата и като такива са най-чувствителни по отношение на промените в средата. Значението на стресовите ситуации върху растителността се извежда на дневен ред в много планове, програми и директиви на FAO, ЕС и др., което свидетелства за разпознаването на значимостта на този вид явление. С оглед решаване на задачите за навременно и точно определяне на стресовите ситуации причинени от замърсяването на околната среда (почви, води и въздух) с тежки метали и радионуклиди с използване на методите на ДИ е създаден модел на тестова територия – водосборен басейн на р. Тайна. Водосбора е силно засегнат в горното си течение от бившата уранова мина – участък „ИСКРА“ и в средното и долното течение от антропогенния релеф на табаните на бившата мина за кафяви въглища „Кътина“. В резултат на създадената техногенна обстановка е изменена коренно структурата и функцията на природните ландшафти с антропогенни и техногенни такива и е създадена предпоставка за развитие на техногеохимични процеси.

Благодарности

Резултатите отразяват работата извършена в ИКСИ-БАН във връзка с изследванията по дисертационния труд в периода 2007-2011 г. За да бъдат осъществени полевите спектрометрични измервания с ASD HH FS е подаден и одобрен проект към Alexander Goetz Instrument Support Programme финансирана от ASD Inc. за което дължа искрена благодарност. Използваните в настоящия дисертационен труд спътникови изображения, лицензия софтуер за некомерсиални цели (ArcGIS/ArcInfo 9.2 Academic License, ITT VIS ENVI), хардуер (GPS приемници, фотоапарати и др.) са ми предоставени любезно от Научно-информационния комплекс за аерокосмическите полигони на територията на България към секция „Дистанционни изследвания и ГИС“ – ИКСИ-БАН. Използвани са също така данни от два проекта: „Развитие на методическите основи на ландшафтно-екологичното планиране с използване на геоинформационни технологии. Договор НЗ-Н 1507/05 между ИКИ и фонд "Научни изследвания" към МОН, 2005 – 2007 г., и „Разработване на модел на гео-база данни за целите на едромасштабното картиране на конфликтите в земеползването причинени от минодобивната промишленост с използването на дистанционни методи и наземно-базирани данни“, 2007-2009 г. съвместен изследователски проект между Института за Космически Изследвания при Българската Академия на Науките (ИКИ-БАН) и Аристотеловия Университет в Солун, Гърция, Училището по земеделски науки, Лабораторията по дистанционни изследвания и ГИС, с ръководител на проектите доц. д-р Евгения Руменина. Настоящото изследване използва данни и от анализи на съдържанието на тежки метали, металоиди и естествени и изкуствени радионуклиди в иглолистната растителност финансирани по Проект „Повишаване на квалификацията и съхраняване на млад екип от учени в областта на аеро-космическите технологии като предпоставка за мониторинг и опазване на околната среда и превенция на щети от природни бедствия“ с Договор № BG051PO001/07/3.3-02/63/170608 в рамките на ОП „Развитие на човешки ресурси“ на МОМН, финансиран от Европейския социален фонд (ЕСФ) на който гл. ас. Л. Филчев се явява бенефициент. Благодаря на доц. д-р Е. Руменина за ползотворните дискусии по дисертационния труд, както и на колегите от Секция „ДИ и ГИС“ при ИКСИ-БАН за оказаната помощ и подкрепа при провеждането на полевите спектрометрични, GPS, и геохимични измервания. Искрена благодарност дължа и на екипите на лабораториите към ИП „Н. Пушкиров“, и ИАООС при МОСВ изготвили геохимичните анализи.

Справка за приносите в дисертационния труд

1. Направена е оценка на съществуващите модели за разпознаване на стресови ситуации при иглолистни гори основани на данни от съвременни многоканални и спектрометрични спътникови системи. Като най-подходящи на този етап се явяват хибридните модели основани на физико-математични принципи, като LEAFMOD, PROSAIL и др., които дават възможност за съвместно използване на входно-изходните параметри от един модел в друг.
2. Създаден и апробиран е модел за разпознаване и оценка на абиотични стресови ситуации причинени от добива на уран в иглолистни ландшафти за тестови участък „ИСКРА“ във водосбора на р. Тайна чрез използване на наземни биогеохимични, биофизични данни и многоканални и спектрометрични спътникови изображения.
3. На основа на геостатистическо моделиране на полетата на разпространение на група от измервани замърсители (тежки метали, металоиди и радионуклиди) е определен оптимален интерполатор – обратна мултиквадратна функция от радиалните функции – при моделиране на стойностите на пространствено групирани извадки.
4. Отделени са класовете на техногенно замърсени иглолистни ландшафти във водосбора на р. Тайна подложени на абиотичен стрес на базата на изчисления коефициент на сумарно техногенно замърсяване - Z_c .
5. Установено е, че многоканалните спътникови системи за ДИ могат да се използват за откриване на абиотични стресови ситуации в иглолистни ландшафти причинени от уранодобива.
6. Установен е абиотичен стрес - „ексстрес“ в иглолистните ландшафти подложени на замърсявания с тежки метали, металоиди и естествени радионуклиди на основата на „синьото отместване“ и дълбочината и позицията на „червения ръб“. Ексстеса се изразява в повишаване на общо хлорофилно съдържание и каротин. Това се регистрира, както по лабораторно определените съдържания и наземно измерените СКО, така и по спътникови данни получени от спектрометъра EO-1/Hyperion.
7. На основата на емпиричния модел за разпознаване и оценка на абиотични стресови ситуации в иглолистни ландшафти е установено, че като пряк индикатор на стреса служат индексите TCARI и MCARI, както и първия главен компонент (PC1) на вегетационните индекси TCARI, MCARI, PRI и MTVI 2.

Основните резултати са публикувани в следните издания:

1. **Filchev, L.**, Roumenina, E. Detection and Assessment of Abiotic Stress in European Black Pine (*Pinus nigra* L.) Forests Caused by Uranium Mining. // *Geoscience and Remote Sensing Letters*, (приета за рецензиране под номер GRSL-00612-2011)
2. **Филчев, Л.**, Йорданова, И. Ландшафтно-геохимични изследвания на последствията от уранодобива във водосбора на р. Тайна. // *Екологично инженерство и опазване на околната среда (ЕИООС)* (под печат)
3. **Filchev, L.** Land Use/Land Cover Classification for Taina River Basin Using Automated Feature Extraction (AFE) Algorithm. // In: *6th Scientific Conference with International Participation „Space, Ecology, Safety” (SES) 2010*, 2–4 November 2010, Sofia, Bulgaria, 2010. (In Eng.) (под печат)
4. Roumenina E., **Filchev, L.**, Naydenova, V., Dimitrov, P., Jelev, G. Landscape Planning of Land-Use Using High Resolution Satellite Images and Ground-Based Data. // In: *Proceedings of 30th EARSeL Symposium - Remote Sensing for Science, Education, and Natural and Cultural Heritage*, 31st May - 3rd June 2010 UNESCO Headquarters, Paris, France, 2010. ISBN 978-3-00-033435-1, pp. 215-222.
5. **Filchev, L.** Application of Quantitative Methods in Landscape Ecology: State-of-the-art, Issues and Perspectives. // In: *Proceedings of 6th International Science Conference on the International Day of Earth and Day of Geology-Geography Faculty “Global Changes and Regional Challenges”*, 16-17 April 2010, Sofia, 2010. Publisher: St. Kliment Ohridski University Press, ISBN 978-954-07-3200-8, pp. 99-105. (In Eng.)
6. **Filchev, L.** Design of Digital Landscape Model of Teina River Watershed for the Purposes of Landscape-Ecological Planning. // In: *Proceedings of 5th Scientific Conference with International Participation „Space, Ecology, Nanotechnologies, Safety” (SENS) 2009*, 2 – 4 November 2009, Sofia, Bulgaria, 2009. Publisher: Space Research Institute – Bulgarian Academy of Sciences, ISSN 1313-3888, pp. 168-174. (In Eng.)
7. **Filchev, L.** Design of Erosionability Model of the Teina River Watershed for Monitoring of Erosion Risk. // In: *Proceedings of 5th Scientific Conference with International Participation „Space, Ecology, Nanotechnologies, Safety” (SENS) 2009*, 2 – 4 November 2009, Sofia, Bulgaria. Publisher: Space Research Institute – Bulgarian Academy of Sciences, 2009. ISSN 1313-3888, pp. 257-262. (In Eng.)
8. Naydenova V., Roumenina, E., Kanev, G., **Filchev, L.**, Stefanov, K. Investigating the Stream Network Changes and Landslide Processes in Open Coal Mining Areas Using Remote Sensing Methods. // In: *Proceedings of 3rd International Conference on Recent Advances in Space Technologies “Space for a More Secure World” RAST 2007*, 14-16 June 2007, Istanbul, Turkey, 2007. Publisher: IEEE, ISBN: 978-1-4244-3628-6, Print ISBN: 1-4244-1057-6, pp. 242-246. DOI: 10.1109/RAST.2007.4283986 (In Eng.)
9. Roumenina, E., **Filchev, L.**, Naydenova, V., Kanev, G. A Model for Geodatabase Organization for Purposes of Large-scale Mapping of Land-Use Conflicts [CD-ROM]: *Proceedings of INTERGEO EAST 4th International Conference “Recent Problems in Geodesy and Related Fields with International Importance”*. Inter Expo Centre, 28.02-2.03 2007, Sofia, Bulgaria, (Paper; 30), pp. 180-189. 4,21 MB (In Eng.)

Основните резултати са докладвани на следните международни и национални мероприятия:

Доклад пред научно мероприятие в чужбина или пред международно научно мероприятие у нас

1. Roumenina, E., **Filchev, L.**, Naydenova, V., Kanev, G.. A Model for Geodatabase Organization for Purposes of Large-scale Mapping of Land-Use Conflicts. // *4th International Conference "Recent Problems in Geodesy and Related Fields with International Importance" INTERGEO EAST 2007*. Inter Expo Centre, Sofia, Bulgaria, 2007. (In Eng.)
2. Naydenova, V., Roumenina, E., Kanev, G., **Filchev, L.**, Stefanov, K. Investigating the Stream Network Changes and Landslide Processes in Open Coal Mining Areas Using Remote Sensing Methods. // *3rd International Conference on "Recent Advances in Space Technologies Space for a More Secure World" (RAST) 2007*, Istanbul, Turkey, 2007. (In Eng.)
3. **Filchev, L.** Application of Quantitative Methods in Landscape Ecology: State-of-the-art, Issues and Perspectives. // *6th International Science Conference on the International Day of Earth and Day of Geology-Geography Faculty "Global Changes and Regional Challenges"*, Sofia, 2010. (In Eng.)

Доклади пред научно мероприятия в страната

1. **Filchev, L.** Design of Digital Landscape Model of Teina River Watershed for the Purposes of Landscape-Ecological Planning. // *5th Scientific Conference with International Participation „Space, Ecology, Nanotechnologies, Safety” (SENS) 2009*, 2–4 November 2009, Sofia, Bulgaria, 2009. (In Eng.)
2. **Filchev, L.** Design of Erosionability Model of the Teina River Watershed for Monitoring of Erosion Risk. // *6th Scientific Conference with International Participation „Space, Ecology, Nanotechnologies, Safety” (SENS) 2009*, 2–4 November 2009, Sofia, Bulgaria, 2009. (In Eng.)
3. **Filchev, L.** Land Use/Land Cover Classification fo Taina River Basin Using Automated Feature Extraction (AFE) Algorithm. // *6th Scientific Conference with International Participation „Space, Ecology, Safety” (SES) 2010*, 2–4 November 2010, Sofia, Bulgaria, 2010. (In Eng.)

Литература цитирана в автореферата

1. Банов, М., Христов, Б. Изследване и рекултивация на земи от района на Бухово, нарушени при добива на уран. // *Проблеми на географията*, 1996, N 1, с. 78-86.
2. Виноградов, Б. В. Преобразованная земля - аэрокосмические исследования. Москва, Мысль, 1981.
3. Георгиев, П., Грудев С. Характеристика на замърсени почви в района на ураново находище. 50 години Минно-геоложки университет "Св. Иван Рилски", 2003.
4. Данилин, И. М., Медведев, Е. М. Мониторинг лесов в режиме реального времени на основе лазерной локации и цифровой аэро- и космической съемки. Лидерство высоких технологий в таксации и контроле лесопользования. // В: *Дистанционные методы в лесоустройстве и учете лесов. Приборы и технологии - материалы всероссийского совещания-семинара с международным участием*, Красноярск, Института леса им. В. Н. Сукачева СО РАН, 2005.
5. Дедю, И. И. Экологический энциклопедический словарь. В. В. Герман. Кишинев, Главная редакция Молдавской Советской Энциклопедии, 1989, с. 408.
6. Демек, Я. Теория систем и изучение ландшафта. Москва, Прогресс, 1977.
7. Джефферс, Д. Н. Р. Системны анализ и стратегии моделирования в экологии. // В: *Математическое моделирование контроля загрязнения воды*. Москва, Мир, 1981, с. 439-463.
8. Захариев, Б., Донов, В. и др. Горскорастително райониране на НРБ. София, Земиздат, 1979.
9. Йовчев, Й. Въглища и битуминозни шисти. София, Техника, 1960.
10. Любенова, М. Фитоекология. София, Академично издателство "Марин Дринов", 2004.
11. Мардиросян, Г. Х. Природни екокатастрофи и тяхното дистанционно и аерокосмическо изучаване. София, Академично издателство "Проф. Марин Дринов", 2000.
12. Маринов, М. Планински горски екосистеми. София, Земиздат, 1985.
13. Найденов, М., Мишева, Л., Йорданова, И., Станева, Д., Дурева, Л., Сборник Методики за определяне на алфа, бета и гама емитиращи радиоактивни изотопи в обекти от околната среда, НЦАН, София, 2001.
14. Пенин, Р. Ръководство по геохимия на ландшафта. София, Университетско издателство "Св. Климент Охридски", 1997.
15. Перельман А. И., Касимов, Н. С. Геохимия ландшафта-Учебник. Москва, Московский государственный университет, 1999.
16. Реймерс, Н. Ф. Азбука природы - микроэнциклопедия биосферы. Азбука природы. Москва, Знание, 1980, с. 208.
17. Сает, Ю. Е., Смирнова, Р. С. Геохимические принципы выявления зон воздействия промышленных выбросов в городских агломерациях. // В: *Ландшафтно-геохимическое районирование и охрана среды*, Мысль, Москва, 1983.
18. Симеонова, А., Игнатов, Й. и др. Радиологична оценка на участък "ИСКРА" към ЕООД "Подземно строителство". София, "ДИАЛ" ЕООД - Бухово 1830, 1993, с. 77.
19. Сысуев, В. В. Моделирование процессов в ландшафтно-геохимических системах. Москва, Наука, 1986.
20. Харвей, Д. Научное объяснение в географии. Москва, Прогресс, 1974.
21. Цанкова, Р., Георгиева, С. Информационни технологии в управлението на околната среда. София, Булварк, 1998.
22. Шеннон, Р. Имитационное моделирование - искусство и наука. Москва, Мир, 1978.
23. НАТУРА 2000 В БЪЛГАРИЯ. 2003. <http://www.natura2000bg.org/natura/bg/index1.php>
Дата на последно влизане на потребителя 11 септември 2011.
24. Национална горска политика и стратегия "Устойчиво развитие на горския сектор в

- България, 2003 – 2013”. 2003. София, www.strategy.bg/FileHandler.ashx?fileId=536
Дата на последно влизане на потребителя 11 септември 2011.
25. Опазване на ландшафтите. тълковен речник. София, Наука и изкуство, 1986, 248.
 26. ArcGIS Desktop Help. 2008. Redlands, CA, ESRI Inc.
 27. Asner, G. P. 2010. ENVI User's Guide, ITT VIS.
 28. Barnes, J. D. Areappraisal of the use of DMSO for the extraction and determination of chlorophylls a and b in lichens and higher plants. // *Environ. Exp. Bot.*, 1992, 2:85–100.
 29. Brodbeck, M. Models, meaning and theories. // In: *Symposium on sociological theory*, Gross, L. (Ed.). Evanston, New York: Harper & Row, 1959, 373–403.
 30. Broge, N. H., Leblanc, E. Deriving green crop area index and canopy chlorophyll density of winter wheat from spectral reflectance data. // *Remote Sensing of Environment*, 2001, 81(1): 45–57.
 31. Carter, G. A. Ratios of leaf reflectances in narrow wavebands as indicators of plant stress. // *International Journal of Remote Sensing*, 1994, 15: 697–703.
 32. Carter, G. A., Cibula, W. G., Miller, R. L. Narrow-band reflectance imagery compared with thermal imagery for early detection of plant stress. // *Journal of Plant Physiology*, 1996, 148: 516–523.
 33. Chuvieco, E., (Ed.) Earth Observation of Global Change - The Role of Satellite Remote Sensing in Monitoring the Global Environment, Springer Science + Business Media B.V., 2008.
 34. Curran, P. J., Dungan, J. L. *et al.* Reflectance spectroscopy of fresh whole leaves for the estimation of chemical concentration. // *Remote Sensing of Environment*, 1992, 39(2): 153–166.
 35. Daughtry, C. S. T., Walthall, C. L., Kim, M. S. *et al.* Estimating Corn Leaf Chlorophyll Concentration from Leaf and Canopy Reflectance. // *Remote Sensing of Environment*, 2000, 74(2): 229–239.
 36. Filchev, L. Design of Digital Landscape Model of the Teyna River Watershed for the Purposes of Landscape-Ecological Planning. // In: *Proceedings of Fifth Scientific Conference with International Participation "Space, Ecology, Nanotechnology, Safety" (SENS) 2009*, 2–4 November 2009, 168–173.
 37. Filchev, L. Design of an Erosionability Model of the Teyna River Watershed to Monitor Erosion Risk. // In: *Proceedings of Fifth Scientific Conference with International Participation "Space, Ecology, Nanotechnology, Safety" (SENS) 2009*, 2–4 November 2009, Sofia, Bulgaria, SRI-BAS, 2009, 257–262.
 38. Filchev, L. Land Use/Land Cover Classification of Taina River Basin Using Automated Feature Extraction (AOE) Algorithms. // In: *Proceedings of Sixth Scientific Conference with International Participation "Space, Ecology, Safety" (SES) 2010*, 2–4 November 2010, Sofia, Bulgaria, SSTRI-BAS. (in print)
 39. Franklin, S. E. Remote Sensing for Sustainable Forest Management, LEWIS PUBLISHERS - CRC Press LLC, 2001.
 40. Gamon, J. A. A narrow-waveband spectral index that tracks diurnal changes in photosynthetic efficiency. // *Remote Sensing of Environment*, 1992, 41(1): 35–44.
 41. Gamon, J. A., Surfus, J. S. Assessing leaf pigment content and activity with a reflectometer. // *New Phytol.*, 1999, 143: 105–117.
 42. Gao, B. NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. // *Remote Sensing of Environment*, 1996, (58): 257–266.
 43. Gitelson, A. A., Merzlyak, M. N., Remote estimation of chlorophyll content in higher plant leaves. // *Int. J. Remote Sens.*, 1997, 18: 2691–2697.
 44. Guyot, G., Baret, F., Major, D. J. High spectral resolution: determination of spectral shifts between the red and near infrared. // *Int. Arch. of Photogrammetry and Remote Sensing*, 1988, 27(11): 750–760.
 45. Haboudane, D., Miller, J. R. *et al.* Integrated narrow-band vegetation indices for

- prediction of crop chlorophyll content for application to precision agriculture. // *Remote Sensing of Environment*, 2002, 81(2-3): 416-426.
46. Haboudane, D., Miller, J. R. *et al.* Hyperspectral vegetation indices and novel algorithms for predicting green LAI of crop canopies: Modeling and validation in the context of precision agriculture. // *Remote Sensing of Environment*, 2004 (90): 337–352.
 47. Huete, A. R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). // *Remote Sensing of Environment*, 1988, 25: 295–309.
 48. Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X., Ferreira, L.G. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. // *Remote Sensing of Environment*, 2002, 83: 195-213.
 49. Johnson, L., Billow, C. Spectrometry estimation of total nitrogen concentration in Douglas-fir foliage. // *International Journal of Remote Sensing*, 1996, 17(3): 489-500.
 50. Jordan, C. F. Derivation of leaf area index from quality of light on the forest floor. // *Ecology*, 1969, 50: 663- 666.
 51. Kogan, F. N. Vegetation index for areal analysis of crop condition. // In: *Proceedings of the 18th Conference on Agricultural and Forest Meteorology* (1987), pp. 103–106, American Meteorological Society, West Lafayette, IN, 1987.
 52. Kottek M., Grieser, J. *et al.* World Map of the Koppen-Geiger Climate Classification Updated. // *Meteorologische Zeitschrift*, 2006, 15(3): 259-263.
 53. Lichtenthaler, H. K. Chlorophyll and carotenoids: Pigments of photosynthetic biomembranes. // *Meth Enzym*, 1987, 148: 331-382.
 54. Lichtenthaler, H. K., Gitelson, A., Lang, M. Non-destructive determination of chlorophyll content of leaves of a green and an aurea mutant of tobacco by reflectance measurements. // *Journal of Plant Physiology*, 1996, 148: 483-493.
 55. Lichtenthaler, H. K., Miede, J. A. Fluorescence imaging as a diagnostic tool for plant stress. // *Trends in Plant Science*, 1997, 2(8): 316-320.
 56. Malenovsky, Z., Ufer, C. *et al.* A New Hyperspectral Index for Chlorophyll Estimation of a Forest Canopy: Area under Curve Normalized To Maximal Band Depth Between 650-725 nm. // *EARSeL eProceedings*, 2006, 5(2): 12.
 57. Mulligan, M., Wainwright, J. (Eds.) *Environmental Modelling - Finding Simplicity in Complexity*. Chippenham, Wiltshire, John Wiley & Sons Ltd., 2004.
 58. Murtha, P. A., Watson, E. K. SO₂ damage of forest recorded by ERTS-1. // In: *Proceedings of 3rd ERTS Symposium*, 10-14 Decembre 1973, Washington DC, USA, NASA, 1974.
 59. Naydenova, V., Roumenina, E. Monitoring the mining effect at drainage basin level using geoinformation technologies. // *Central European Journal of Geosciences*, 2009, 1(3): 22.
 60. Osborne, C. P., Woodward, F. I. Biological mechanisms underlying recent increases in the NDVI of Mediterranean shrublands. // *International Journal of Remote Sensing*, 2001, (22): 1895-1907.
 61. Penuelas, J. *et al.* Reflectance indices associated with physiological changes in nitrogen- and water-limited sunflower leaves. // *Remote Sensing of Environment*, 1994, 48(2): 135-146.
 62. Penuelas, J., Baret, F., Filella, I. Semi-Empirical Indices to Assess Carotenoids/Chlorophyll-a Ratio from Leaf Spectral Reflectance. // *Photosynthetica*, 1995, 31:221-230.
 63. Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A. R., Kerr, Y. H., Sorooshian, S. A modified soil adjusted vegetation index (MSAVI). // *Remote Sensing of Environment*, 1994, 48: 119–126.
 64. Rapport, D. J., Costanza, R. *et al.* Assessing ecosystem health. // *TREE*, 1998, 13(10).
 65. Rigina, O., Baklanov, A. *et al.* Monitoring of forest damage in the Kola Peninsula, Northern Russia due to smelting industry. // *The Science of the Total Environment*, 1999 (229): 147-163.

66. Rondeaux, G., Steven, M. *et al.* Optimization of soil-adjusted vegetation indices. // *Remote Sensing of Environment*, 1996, 55: 95-107.
67. Roumenina, E., Silleos, N. *et al.* Designing a Spatial Model of Land Use Impact Dynamics Caused by Uranium Mining Using Remote Sensing and Ground-Based Methods. In: *Proceedings of the Third Scientific Conference with International Participation „Space, Ecology, Nanotechnology, Safety“ (SENS) 2007*, 27-29 June 2007, Varna, Bulgaria, Space Research Institute - Bulgarian Academy of Sciences.
68. Rouse, J. W., Haas, R. H. *et al.* Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS. In: *Proceedings of Third ERTS Symposium*, 10-14 Decembre 1973, Washington DC, USA, NASA, 1974.
69. Thornley, J. H. M., Johnson, I. R. Plant and Crop Modelling: A Mathematical Approach to Plant and Crop Physiology. Oxford, Clarendon Press, 1990.
70. Vogelmann, J. E., Rock, B. N., Moss, D. M. Red edge spectral measurements from sugar maple leaves. // *International Journal of Remote Sensing*, 1993, 14: 1563–1575.
71. Zarco-Tejada, P. J., Miller J. R. Land cover mapping at BOREAS using red edge spectral parameters from CASI imagery. // *Journal of Geophysical Research*, 1999, 104 D22: 27921–27933.
72. Zarco-Tejada, P. J. Hyperspectral Remote Sensing of Closed Forest Canopies: Estimation of Chlorophyll Fluorescence and Pigment Content. Graduate Programme in Earth and Space Science. Toronto, York University Toronto, Ontario. Canada. Ph.D. 2000, 233.
73. Zarco-Tejada, P. J., Millerz, J. R., Mohammed, G. H. *et al.* Estimation of chlorophyll fluorescence under natural illumination from hyperspectral data. // *JAG*, 2001, 3(4): 321-327.
74. (2003). FieldSpec UV/VNIR HandHeld Spectroradiometer User Guide. Boulder, USA, Analytical Spectral Devices Inc.: 72.
75. (2010). ENVI Atmospheric Correction Module - User's Guide, ITT VIS Inc.
76. Leaf Area Index – LAI. 2011. <http://www.uni-giessen.de/~gh1461/plapada/lai/lai.html>, Дата на последно влизане на потребителя 10 септември 2011.
77. Natural Inquirer!. 2011. Babs McDonald (Ed.), <http://www.fao.org/forestry/29094-01972c285fac04157a542a1fbe2310a6a.pdf> Дата на последно влизане на потребителя, 8 септември 2011.

ANNOTATION

The significance of Earth Observation (EO) and Remote Sensing (RS) for monitoring of forest health and stress in particular is emphasized in numerous documents, directives, laws and initiatives of international organizations, such as the European Union (EU), the Food and Agriculture Organization (FAO) at the United Nations (UN), and various national strategies, laws and bills. The study objective of the present Ph.D. Thesis are the coniferous landscapes in the Teyna River Basin. The study subject is the abiotic stress of coniferous landscapes caused by uranium mining. The aim of the study is to develop a model for recognition and assessment of abiotic stress of coniferous landscapes caused by uranium mining, using ground-based biogeochemical, biophysical and field spectrometry data, and multispectral and hyperspectral very high resolution (VHR) satellite data. The methods employed in the study are geoinformation methods, statistical and geostatistical methods, cartography methods, geochemical, and landscape ecology methods. The Ph.D. Thesis is 164 pages and consists of four Chapters, Conclusions, Contributions, and three Appendices totalling to 15 pages and comprising 10 Tables. The Thesis includes 45 Figures, 19 Tables, and 42 Equations in the main body text. The References include a total of 287 items, of which 103 are in Cyrillic, and 184 are in Latin. The results have been published in 9 papers and presented at 6 national or international scientific events. The main results and contributions of the study are:

- 1) An assessment of the use of the existing transfer functions, geometrical and reflection models in RS for detection and assessment of abiotic stress has been made. The results prove that the hybrid models and joint use of reflectance, geometric-optical and atmospheric transmittance models provide for reliable assessment of the biogeochemical properties of coniferous landscapes, and respectively, of abiotic stress;
- 2) A dose-response relationship model has been developed and approbated for the study area of the *Teyna* River Basin – the *Iskra* uranium-ore section, for two periods: 1993 (1996) and 2011, using ground-based biogeochemical, biophysical, and multi- and hyperspectral satellite data. The model employs several complimentary models for establishing the dose-response relationships, such as: 1) Digital Landscape Model (DLM); 2) Geostatistical models of pigment, Leaf Area Index (LAI), heavy metals, metalloids and radionuclides, and total technogenic pollution coefficient - Z_c distributions; 3) Model of pigment content derived by broadband and narrowband vegetation indices (VI) from multispectral and hyperspectral data, and “red-edge” position; 4) Geodatabase model;
- 3) By testing different geostatistical interpolators for clustered point samplings of field data, it has been found out that the optimal interpolator is the Inverse Multiquadratic Function (IMF) from the set of Radial Basis Functions (RBF);
- 4) Based on the reclassified values of the coefficient of total technogenic pollution – Z_c , the classes of polluted and abiotically stressed coniferous landscapes in the *Teyna* River Basin have been determined;
- 5) It has been found out that multispectral data can be used to detect abiotic stress in coniferous landscapes caused by uranium mining;
- 6) An abiotic exstress in coniferous landscapes has been found out, based on the “blue shift” and “red edge” position, depth and asymmetry. The exstress manifestation is in the higher chlorophyll and carotene content in the needles of coniferous landscapes. This is also supported by field spectrometry and hyperspectral satellite reflectance data from EO-1/Hyperion;
- 7) It has been found out that the VIs TCARI and MCARI, as well as the first principal component (PC1) of the VIs: TCARI, MCARI, PRI and MTVI 2, can be used to detect and assess abiotic stress in coniferous landscapes caused by uranium mining.