

UNIVERZA V LJUBLJANI
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA

Andrej VONČINA

**BILANCA OGLJIKA NA POŽARNO OGROŽENIH
KRAŠKIH TRAVIŠČIH**

DOKTORSKA DISERTACIJA

Ljubljana, 2015

UNIVERZA V LJUBLJANI
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA

Andrej VONČINA

**BILANCA OGLJIKA NA POŽARNO OGROŽENIH KRAŠKIH
TRAVIŠČIH**

DOKTORSKA DISERTACIJA

CARBON BALANCE OF FIRE PRONE KARST GRASSLANDS

DOCTORAL DISSERTATION

Ljubljana, 2015

Na podlagi Statuta Univerze v Ljubljani ter po sklepu Senata Biotehniške fakultete in sklepa Komisije za doktorski študij Univerze v Ljubljani z dne 19.9.2012 je bilo potrjeno, da kandidat izpolnjuje pogoje za opravljanje doktorata znanosti na Interdisciplinarnem doktorskem študijskem programu Bioznanosti, znanstveno področje Agronomija. Za mentorja je bil imenovan prof. dr. Dominik Vodnik.

Komisija za oceno in zagovor:

Predsednik: prof. dr. Franc BATIČ
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za agronomijo

Član: dr. Primož SIMONČIČ
Gozdarski inštitut Slovenije

Član: prof. dr. Mitja KALIGARIČ
Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko, Oddelek za biologijo

Datum zagovora: 24.3.2015

Podpisni izjavljam, da je disertacija rezultat lastnega raziskovalnega dela. Izjavljam, da je elektronski izvod identičen tiskanemu. Na univerzo neodplačno, neizključno, prostorsko in časovno neomejeno prenašam pravici shranitve avtorskega dela v elektronski obliki in reproduciranja ter pravico omogočanja javnega dostopa do avtorskega dela na svetovnem spletu preko Digitalne knjižnice Biotehniške fakultete.

Andrej VONČINA

KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA

ŠD	Dd
DK	UDK 633.2.03:581.5:581.1:574.4(043.3)
KG	travišča/travinje/kras/kraški travniki/ekosistemi/bilanca ogljika/požari/CO ₂ /klimatski pogoji/fotosinteza/tla/abiotični dejavniki/suša
AV	VONČINA, Andrej, univ. dipl. inž. agr.
SA	VODNIK, Dominik (mentor)
KZ	SI-1000 Ljubljana, Jamnikarjeva 101
ZA	Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Interdisciplinarni doktorski študij Bioznanosti, področje Agronomija
LI	2015
IN	BILANCA OGLJIKA NA POŽARNO OGROŽENIH KRAŠKIH TRAVIŠČIH
TD	Doktorska disertacija
OP	XI, 86 str., 6 pregl., 22 sl., 129 vir.
IJ	sl
JJ	sl/en
AI	<p>Kraški traviščni ekosistemi so zaradi specifičnih lastnosti podnebja in plitvih tal, ki vsebujejo relativno malo hranil ter imajo majhno zadrževalno kapaciteto za vodo, še posebej odzivni na spremembe abiotičnih dejavnikov in na motnje. Požar poškoduje ali odstrani nadzemne dele vegetacije ter zaradi povečane temperature tal spodbudi večji tok ogljika iz ekosistema. Popožarno okolje pa je lahko zaradi povečane razpoložljivosti mineralnih hranil v tleh in izboljšanih svetlobnih razmer ugodno za ponovno rast in razvoj vegetacije, kar poveča sprejem ogljika v ekosistem. V raziskavi smo skušali izmeriti tok ogljika po požaru ob upoštevanju mikrometeoroloških razmer. Spremljali smo kratkoročne in dolgoročne učinke požara na ravni tal, vegetacije in fiziološkega odziva vegetacije. Ovrednotiti smo želeli vpliv pogostosti požara in vpliv druge prisotne motnje - paše na kroženje ogljika na kraškem pašniku. Raziskava je potekala od leta 2010 do 2013 na ekstenzivnem kraškem travišču na Podgorskem krasu. Učinke požarov smo proučevali po požaru 2010 in po nadzorovanih pomladanskih požigih v letih 2011-13. Na poskusnih ploskvah velikosti okoli 15 m² smo v približno 2-tedenskih intervalih opravljali meritve. Glavna metoda, s katero smo merili tok CO₂ v in iz ekosistema, je bila meritev fotosinteze sestojja s prozorno komoro, povezano s plinskim analizatorjem Li 6400 (LiCor Inc., Lincoln, NB, ZDA), s katero smo merili neto izmenjavo C (NE), z zastrto komoro pa dihanje (R_{eco}). V času, ko je bila vlaga tal zadostna (dovolj padavin), je bila aktivnost vegetacije iz vidika toka CO₂ velika, travišče je delovalo kot ponor C (-8 do -20 μmol CO₂ m⁻²s⁻¹), v sušnem obdobju pa se je zmanjšala na minimalen nivo (ok. 0 μmol CO₂ m⁻²s⁻¹). Površina se odziva tudi na enkratne padavinske dogodke v sušnem obdobju, vidno leta 2011, ko se je NE povečala iz minimalne na okoli -8 μmol CO₂ m⁻²s⁻¹. Spomladanski požar je površino prizadel le za kratek čas, povečini se je požgana površina že po enem mesecu vrnila na velikost izmenjave CO₂ kontrolnega obravnavanja. Meritve NDVI in analize biomase so kazale na zmanjšanje vegetacije na požganih ploskvah še dalj časa. V primerjavi s kontrolnim obravnavanjem se je na požganem območju zmanjšala biomasa hamefitov. Značilnih sprememb v vsebnosti vzorčenih mineralnih hranilih (skupni, organski in mineralni C, skupni N, skupni S, rastlinam dostopni P in K) po požaru nismo izmerili. Opaziti ni bilo povečanja pH, ki se navadno dogodi ob požarih. Meritve dihanja tal niso pokazale večjih sprememb v aktivnosti talne biomase po požaru. Izpostavljenost paši ni značilno vplivala na tok C na merjenih površinah, razlog je verjetno ob majhni obtežbi pašnika in velikosti poskusne ploskve. Požar ima zaradi časa, v katerem se dogodi, in zaradi majhne intenzitete, ki je posledica majhne količine razpoložljivega goriva, manjši vpliv na aktivnost ekosistema, kot pa vremenske razmere.</p>

KEY WORDS DOCUMENTATION

DN Dd
DC UDC 633.2.03:581.5:581.1:574.4(043.3)
CX grasslands/karst/karst grasslands/ecosystems/carbon balance/fire/CO₂/climate conditions/photosynthesis/soil/abiotic factors/drought
AU VONČINA, Andrej
AA VODNIK, Dominik (supervisor)
PP SI-1000 Ljubljana, Jamnikarjeva 101
PB Univerza v Ljubljani, Biotechnical faculty, Interdisciplinary Doctoral Programme in Biosciences, Agronomy
PY 2015
TI CARBON BALANCE OF FIRE PRONE KARST GRASSLANDS
DT Doctoral Dissertation
NO XI, 86 p., 6 tab., 22 fig., 129 ref.
LA sl
AL sl/en
AB Specific climate characteristics and shallow, nutrient poor soil with limited water retention capacity make karst pastures particularly responsive to changes of abiotic factors and to disturbances, one of which is fire. Fire damages or totally destroys aboveground biomass and through higher temperatures increases carbon fluxes from ecosystems. However, the positive effects of fire, such as the release of nutrients to the soil and better light conditions can later contribute to faster growth and increased C uptake. In our research we measured C fluxes before and after fire and focused on short-term as well as long-term effects on soil, vegetation and physiological vegetation response, keeping in mind the micrometeorological conditions. Influence of fire frequency and an additional disturbance (grazing) was tested. The research was conducted on an extensive karst pasture at Podgorski kras plateau between 2010 and 2013. The effect of fire was studied after a wildfire in 2010 and after controlled burning of plots in 2011-2013. On ~15-m² research plots regular measurements were made. Main method used for measuring CO₂ flux in and out of the ecosystem was the so called canopy photosynthesis measurement, based on the use of canopy chamber, attached to a gas analyzer Li 6400 (LiCor Inc., Lincoln, NB, USA). Measurement with transparent chamber represents net C exchange (NE), whereas measurement with the chamber, covered with an opaque cloth, represents respiration (R_{eco}). In a period of sufficient soil moisture (enough rainfall) large CO₂ fluxes representing vegetation activity were visible and the grassland acted as a net sink of C (-8 – -20 CO₂ m⁻²s⁻¹) whereas in dry season the fluxes decreased to around 0 CO₂ m⁻²s⁻¹. The plot also responded to single-day rain events in the dry period, seen in 2011, when NE increased from 0 to around -8 μmol CO₂ m⁻²s⁻¹. NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) measurements and biomass sampling suggest that lower quantity of biomass persisted on burned plots for a longer period of time. There were some changes in functional group composition after fire. Chamaephyt biomass decreased in comparison to control plots. There were no major changes in soil parameters (pH, total, organic and inorganic C, total N, total S, plant available P and K) of burned soil. Soil pH stayed on the same level as before fire and no increase, as commonly reported after fire events, was measured. Grazing exposure didn't influence C fluxes of the measured plots, reason being small grazing pressure and size of the experimental plots. Altogether our research showed that the greatest factor, influencing the functioning of extensive karst pasture, were the weather conditions. Due to its timing and small intensity fire had a less important impact.

KAZALO VSEBINE

	str.
KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA (KDI)	III
KEY WORDS DOCUMENTATION (KWD)	IV
KAZALO VSEBINE	V
KAZALO PREGLEDNIC	VII
KAZALO SLIK	VIII
SLOVARČEK	X
OKRAJŠAVE IN SIMBOLI	XI
1 UVOD	1
2 PREGLED OBJAV	3
2.1 KROGOTOK OGLJIKA	3
2.1.1 Splošno o kroženju C	3
2.1.2 Kroženje C na traviščih	5
2.2 MOTNJE IN NJIHOV POMEN ZA KROŽENJE OGLJIKA V KRAŠKIH EKOSISTEMIH	6
2.3 POŽARI	7
2.3.1 Vpliv na vegetacijo	9
2.3.1.1 Odzivi vegetacije na požar	10
2.3.2 Vpliv na tla	13
2.3.2.1 Učinek na fizikalne lastnosti tal	13
2.3.2.2 Učinek na kemijske lastnosti tal	15
2.3.2.3 Učinek požarov na hranila v tleh	18
2.3.3 Učinki požara na organizme in biološke procese	21
2.3.4 Požari in NEE	23
2.3.5 Požari v kraških ekosistemih	23
3 METODE	25
3.1 RAZISKOVALNA PLOSKEV	25
3.1.1 Poskus 2010	29
3.1.2 Poskus 2011	29
3.1.3 Poskus 2012	29
3.1.4 Poskus 2013	30
3.2 POŽIG	30
3.3 MERITVE AKTIVNOSTI IN PRODUKTIVNOSTI VEGETACIJE	32
3.3.1 Fotosinteza sestoj	32
3.3.2 Kvantitativno določanje količine biomase	34
3.3.3 Meritve NDVI	34
3.4 MERITVE IN ANALIZE, POVEZANE S TLEMI	35
3.4.1 Meritve vlage in temperature tal	35
3.4.2 Meritve dihanja tal	35
3.4.3 Analize talnih vzorcev	36
3.4.3.1 Priprava vzorcev	36
3.4.3.2 Določitev vlage vzorcev	36

3.4.3.3	pH	36
3.4.3.4	Skupni C, N, S	36
3.4.3.5	Vsebnost karbonatov	37
3.4.3.6	Organski C	37
3.4.3.7	Humus	37
3.4.3.8	Rastlinam dostopni P in K	37
3.4.4	Analiza pepela	37
3.5	STATISTIČNA OBDELAVA PODATKOV	37
5	REZULTATI	39
5.1	POSKUS 2010	39
5.1.1	Vremenske razmere in temperaturne razmere na površini raziskovalnih ploskev (Poskus 2010)	39
5.1.2	Meritve aktivnosti in produktivnosti vegetacije (Poskus 2010)	39
5.2	POSKUS 2011	42
5.2.1	Vremenske razmere in temperaturne razmere na površini raziskovalnih ploskev (Poskus 2011)	42
5.2.2	Meritve aktivnosti in produktivnosti vegetacije (Poskus 2011)	42
5.3	POSKUS 2012	45
5.3.1	Vremenske razmere in temperaturne razmere na površini raziskovalnih ploskev (Poskus 2012)	45
5.3.2	Meritve aktivnosti in produktivnosti vegetacije (Poskus 2012)	45
5.3.3	Analize pepela in tal (Poskus 2012)	48
5.4	POSKUS 2013	51
5.4.1	Vremenske razmere in temperaturne razmere na površini raziskovalnih ploskev (Poskus 2013)	51
5.4.2	Meritve aktivnosti in produktivnosti vegetacije (Poskus 2013)	51
5.4.3	Analize tal (Poskus 2013)	55
5.4.4	Tla	57
6	RAZPRAVA	59
6.1	OCENA METOD DELA	59
6.2	GLAVNE ZNAČILNOSTI POSKUSOV	61
6.2.1	2010	61
6.2.2	Leto 2011	62
6.2.3	Leto 2012	62
6.2.4	Leto 2013	64
6.3	VREDNOTENJE IZMENJAVE OGLJIKA PO METODI MERITEV FOTOSINTEZE SESTOJA	64
6.4	VEGETACIJA	66
6.5	TLA	68
7	SKLEPI	70
8	POVZETEK (SUMMARY)	71
8.1	POVZETEK	71
8.2	SUMMARY	73
9	VIRI	75

ZAHVALA

KAZALO PREGLEDNIC

	str.
Preglednica 1: Požari v naravi (ha) v občini Hrpelje - Kozina v letih 2010 – 2013	24
Preglednica 2: Aktivnosti na raziskovalni ploskvi	28
Preglednica 3: (Poskus 2012) Vrednosti merjenih parametrov v pepelu s povprečjem in standardnim odklonom (s.d.)	48
Preglednica 4: (Poskus 2012) Povprečja in pripadajoče standardne napake pedoloških parametrov po obravnavanjih (K – Kontrola, P11 – Požar 2011, P12 – Požar 2012). Razlike med obravnavanji so bile analizirane s Kruskal-Wallisovim neparometričnim testom (vrednosti KW, p).	50
Preglednica 5: (Poskus 2013) Suha masa vegetacije na vzorčeni površini (g/m^2), ter odstotek posameznih funkcionalnih skupin	54
Preglednica 6: (Poskus 2013) Povprečja in pripadajoče standardne napake pedoloških parametrov po obravnavanjih (P13 – Požgano 2013). Razlike med obravnavanji so bile analizirane s Studentovim t-testom (t, p).	58

KAZALO SLIK

	str.
Slika 1: Odvisnost časa, v katerem ekosistem akumulira 50 % (T_{50}) svoje maksimalne biomase, od pogostosti požarov (Chapin III in Van Cleve, 1981, cit. po Chapin III in sod., 2002).	9
Slika 2: Zaloga C v rastlinski biomaso in talni organski snovi v večjih tipih ekosistemov v svetu (Anderson, 1991).	16
Slika 3: Postavitev poskusov na raziskovalni ploskvi Pašnik	26
Slika 4: Časovni pregled aktivnosti na raziskovalni ploskvi Pašnik	27
Slika 5: Požiganje poskusnih ploskvic	30
Slika 6: Požgana ploskvica z merilnikom vlage in temperature tal	31
Slika 7: Temperatura požara, merjena petkrat na 5 cm nad tlemi	32
Slika 8: Prozorna komora, povezana z analizatorjem LI6400 (Licor Inc., Lincoln, NE, ZDA).	33
Slika 9: (Poskus 2010) Časovni potek: (a) meritve fotosinteze sestojaja: neto izmenjava C (NE , polni simboli) in ekosistemske respiracije (R_{eco} , prazni simboli) za požgano (P, črtna črta) in kontrolno (K; polna črta) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom ($n=9$); (b) NDVI indeks za požgano (\blacktriangle) in kontrolno (\circ) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom; (c) razlika med povprečno dnevno temperaturo tal požganega in kontrolnega obravnavanja; (d) razlika med povprečno vlago tal požganega in kontrolnega obravnavanja; (e) dnevne padavine.	40
Slika 10: (Poskus 2010) Korelacija NE in NDVI v letu 2010. Enačba trendne črte: $NE = 4,38 - 27,71 NDVI$, $R^2 = 0,29$, $p = 0,05$	41
Slika 11: (Poskus 2011) Časovni potek: (a) meritve fotosinteze sestojaja: neto izmenjava C (NE , polni simboli) in ekosistemske respiracije (R_{eco} , prazni simboli) za požgano (P, črtna črta) in kontrolno (K; polna črta) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom ($n=9$); (b) NDVI indeks za požgano (\blacktriangle) in kontrolno (\circ) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom; (c) razlika med povprečno dnevno temperaturo tal požganega in kontrolnega obravnavanja; (d) razlika med povprečno vlago tal požganega in kontrolnega obravnavanja; (e) dnevne padavine.	43
Slika 12: Korelacija NDVI in NE v letu 2011, trendna črta za kontrolno obravnavanje: $NE = 5,69 - 28,35 NDVI$, trendna črta za požgano obravnavanje: $NE = 7,73 - 28,35 NDVI$, $R^2 = 0,33$, $p = 0,05$.	44
Slika 13: (Poskus 2012) Časovni potek: (a) meritve fotosinteze sestojaja: neto izmenjava C (NE , polni simboli) in ekosistemske respiracije (R_{eco} , prazni simboli) za požgano (P11, P12; črtna črta) in kontrolno (K; polna črta) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom ($n=6$); (b) NDVI indeks za požgana (Δ in \times) in kontrolno (\circ) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom;	

- kontrolna povprečna dnevna temperatura tal (siva črta) ter razlika med temperaturo tal požganih in kontrolnega obravnavanja (polna in črtkana črta); (d) povprečna kontrolna vlaga tal (siva črta) ter razlika med vlago tal požganih in kontrolnega obravnavanja (polna in črtkana črta); (e) dnevne padavine. 46
- Slika 14: Zeleni in suhi del vzorčene biomase na kontrolni ploskvi tekom rastne dobe v letu 2012, povprečja in s.d, n=9. 47
- Slika 15: (Poskus 2012) Analiza talnih parametrov: (a) pH tal; (b) delež skupnega N (%); (c) delež organskega C (%); (d) C/N razmerje; (e) količina rastlinam dostopnega K (mg/kg suhih tal). 49
- Slika 16: (Poskus 2013) Časovni potek: (a) meritve fotosinteze sestojja: neto izmenjava C (NE, polni simboli) in ekosistemske respiracije (R_{eco} , prazni simboli) za požgano (P; črtkana črta) in kontrolno (K; polna črta) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom (n=9); (b) dihanje tal (R_s) za požgano (\blacktriangle) in kontrolno (\bullet) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom (n=9); (c) NDVI indeks za požgano (\blacktriangle) in kontrolno (\bullet) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom (n=9); (d) kontrolna povprečna dnevna temperatura tal (siva črta) ter razlika med temperaturo tal požganega in kontrolnega obravnavanja (+); (e) povprečna kontrolna vlaga tal (siva črta) ter razlika med vlago tal požganih in kontrolnega obravnavanja (+); (f) dnevne padavine. 52
- Slika 17: (Poskus 2013) Vzorci biomase (g/m^2), razdeljeni v funkcionalne skupine 53
- Slika 18: (Poskus 2013) Korelacija količine zelenega dela biomase in NDVI, $R^2 = 0.77$, $p = 0,000$ 55
- Slika 19: (Poskus 2013) Potek respiracije tal (R_s) za požgano (črtkana črta) in kontrolno (polna črta) obravnavanje, povprečja in s.d., n = 9 55
- Slika 20: (Poskus 2013) Analiza talnih parametrov: (a) pH tal; (b) delež skupnega N (%); (c) delež skupnega C (%); (d) C/N razmerje; (e) delež S (%); (f) količina rastlinam dostopnega K (mg/kg suhih tal) 57
- Slika 21: Korelacija izmenjave CO_2 po metodi meritve fotosinteze sestojja (NE) in metodi Eddy kovariance (NEE), za podatke NE smo uporabili meritve kontrolnega obravnavanja v letu 2012, za vrednosti NEE pa podatke v istih dnevih ob 12:00. 60
- Slika 22: Časovni potek meritve fotosinteze sestojja na območju poletnega požara leta 2012: neto izmenjava C (NE, polni simboli) in ekosistemske respiracije (R_{eco} , prazni simboli) za požgano (P; črtkana črta) in kontrolno (K; polna črta) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom (n=9) 66

SLOVARČEK

Abiotske razmere: neživi fizikalni in kemijski del narave (npr. vodne, svetlobne, temperaturne, talne razmere) , ki vpliva na organizme in funkcijo ekosistema

Advekcija: horizontalni prenos energije v atmosferi

Albedo tal: svetlobna odbojnost tal, delež vpadne ga sevanja, ki se od tal odbije

Bilanca ogljika: razmerje med vnosi in izgubami ogljika v ekosistemu. Na podlagi bilance ogljika lahko govorimo o ekosistemu kot neto viru ali neto ponoru CO₂.

Biota: živa bitja (rastline in živali) določenega območja, habitata ali geološkega obdobja

C cikel: biogeokemijski cikel, pri katerem se ogljik premešča med organizmi, zemeljsko skorjo, hidrosfero in atmosfero

Dekompozicija organske snovi: razgradnja odmrle organske snovi na njene sestavne dele

Fotosinteza sestoja: izraz, ki ponazarja meritev izmenjave CO₂ med nadzemnim delom vegetacije določenega območja ekosistema in atmosfero. V našem primeru je bilo to območje pod merilno komoro.

Funkcionalna skupina rastlin: skupina organizmov ne glede na njihov odziv na okoljske razmere in (ali) podobnim učinkom na ekosistem, zaradi česar imajo nekatere lastnosti (znake) skupne

Fenologija rastlin: veja ekologije, ki proučuje zakonitosti periodičnih pojavov v razvojnem ciklu rastlin ter ugotavlja njihovo odvisnost od sezonskih in letnih nihanj okoljskih dejavnikov

Mikrometeorološke razmere: vremenske razmere na manjšem, tako prostorskem, kot tudi časovnem nivoju

Rastlinska biomasa: celotna masa rastlin na določeni površini v določenem času

Senescenca: biološki proces staranja, ki se odraža kot poslabšanje fizioloških funkcij organizma

Travišče (travinje): površina, na kateri prevladujejo trave in druge zelnate rastline

OKRAJŠAVE IN SIMBOLI

NE	neto izmenjava CO ₂ med rastlinskim sestojem in ozračjem (Net Exchange, pri nas ocenjena z meritvami s komoro)
NEE	neto ekosistemska izmenjava CO ₂ (Net Ecosystem Exchange)
GPP	bruto primarna produkcija (Gross Primary Production)
NPP	neto primarna produkcija (Net Primary Production)
R _{eco}	dihanje ekosistema
R _s	dihanje tal
NDVI	normiran diferencialni vegetacijski indeks (Normalized Difference Vegetation Index)
SWC	količina talne vlage (Soil Water Content)
IRGA	infrardeči plinski analizator (Infra Red Gas Analyser)
IR	Infrardeča svetloba
UV-Vis	ultravijolična in vidna svetloba
LAI	indeks listne površine (Leaf Area Index)
pH	kislost ali bazičnost tal, pH vrednost
DIC	Topne oblike anorganskega C (Dissolved Inorganic Carbon)
DOC	Topne oblike organskega C (Dissolved Organic Carbon)
ATP	Adenozin-5'-trifosfat, energijsko bogata molekula, ki zagotavlja energijo v metaboličnih procesih
p	značilnost statističnega seta oz. verjetnost za napako prve vrste
n	število enot v vzorcu
R ²	koeficient determinacije linearnega modela; delež z modelom pojasnjene variabilnosti

1 UVOD

Količina ogljika v atmosferi, pereč problem ob spremembah v okolju, je močno odvisna od aktivnosti ekosistema. Veliko študij opisuje gozdne ekosisteme kot velike ponore ogljika, manj pa je znanega o ponorni moči traviščnih ekosistemov, čeprav obsegajo kar 70 % vseh kmetijskih zemljišč (Panunzi, 2008). Ker traviščna vegetacija velik del fotoasimilatov usmerja v tla, ta vsebujejo znatne zaloge ogljika (Jackson in sod., 1997). Globalno je v tleh travišč shranjenih 28-37 % od skupnih zalog talnega organskega C (Lal, 2004).

Posamezni procesi v kroženju ogljika, npr. dihanje tal (Bahn in sod., 2008), pa tudi neto izmenjava ogljika (NEE) med travišči in atmosfero (Gilmanov in sod., 2010), so variabilni in močno odvisni od načina rabe, od okoljskih razmer in motenj. Suhi traviščni ekosistemi, med katere sodijo tudi suha kraška travišča v submediteranski regiji, se zaradi značilnosti podnebja in tal zelo hitro odzivajo na spremembe abiotičnih dejavnikov in na motnje, kot so npr. košnja, paša, požari. Pomemben proces je tudi zaraščanje zemljišč, ki je posledica opuščanja tradicionalne paše in košnje.

Produktivnost travišč je zelo tesno povezana s sezonskimi gibanji padavin in variabilno vlažnostjo tal (Jongen in sod., 2011; Kwon, 2008). Skupna količina padavin na traviščih v submediteranski regiji na prvi pogled ni majhna, vendar pa so te v letu razporejene neenakomerno. Posledica tega so sušna obdobja z majhno količino padavin (tipično v zgodnji pomladi in poletju), ki močno zmanjšajo aktivnost ekosistema. Ob zadostni količini pa zelo plitva in dobro drenirana tla še bolj omejujejo razpoložljivost vode za potrebe vegetacije.

Zaradi suše v poletnih mesecih so mediteranski in submediteranski ekosistemi pogosto podvrženi požarom (Batič, 2001). Požari poleg različnih funkcij, ki so pomembne pri ohranitvi travišč po celem svetu (odstranjevanje odmrlih delov rastlin, razširitev požaroljubnih rastlin...), vplivajo tudi na tok ogljika med vegetacijo in atmosfero. Takoj po požaru travišča navadno postanejo večji neto vir CO₂ za atmosfero, kar lahko razložimo s tem, da ogenj uniči fiziološko aktivno plast in z dejstvom, da višje temperature podpirajo večji tok CO₂ iz tal. Po požaru se zaradi količine pepela lahko poveča razpoložljivost nekaterih mineralnih hranil v tleh (P, K), obenem pa lahko pride do izgub drugih mineralnih hranil v ozračje (N, S), kar zmanjša njihove zaloge v tleh. Zaradi izboljšanih svetlobnih razmer pa je lahko, ob hkratni zadostni razpoložljivosti vode, ponovna rast intenzivna. Posledično lahko nekaj časa po požaru ugotovimo večjo ponorno aktivnost travišča za ogljik. Kljub vsemu učinkov in posledic požarov na traviščih zaradi specifičnih lastnosti posameznih ekosistemov ne gre posploševati, za njihovo razumevanje so potrebne dodatne raziskave.

Cilji doktorske naloge so bili ovrednotiti posamezne procese v kroženju ogljika za ekstenzivno rabljena in opuščena travišča slovenskega krasa. Vzorce C-tokov smo želeli povezati s spremembami v lokalnih abiotičnih razmerah (mikrometeorološke in talne razmere na poskusni ploskvi) ter s spremembami v sestavi vegetacije, ob tem pa smo poskušali opisati tudi časovno dimenzijo teh sprememb. Na izbrani traviščni površini smo izmerili tok ogljika pred in po požaru, pri čemer smo s primerjavo s kontrolno površino spremljali tako kratkoročne in dolgoročne učinke. Osredotočili smo se na učinke na ravni tal, vegetacije in fiziološkega odziva rastlinske odeje. Na požganih površinah smo poskušali oceniti vlogo požara pri dostopnosti nekaterih mineralnih hranil v tleh. Na

podlagi analiz talnih parametrov lahko sklepamo o spremembah rodovitnosti tal kraškega pašnika po motnji, kakršna je požar. Proučiti smo želeli tudi, kako pogostost požarov ter izpostavljenost površin dodatni motnji, kot je paša, vpliva na kroženje ogljika in na tok hranil. Rezultate meritev smo želeli primerjati tudi z mikrometeorološkimi meritvami tokov C na večjem prostorskem nivoju (Eddy kovarianca), ki so se izvajale na istem območju (Ferlan in sod., 2011).

HIPOTEZE

Glavne hipoteze v doktorski disertaciji so bile:

- Na požganih površinah se ponorna moč za ogljik takoj po požaru zmanjša, nato pa prehodno poveča. Odziv ekosistema po požaru na ravni bilance ogljika je odvisen od stanja travišča pred požarom in od okoljskih dejavnikov, ki določajo rast in razvoj vegetacije po požaru.
- Pogorela travišča so osiromašena z nekaterimi hranili, ponovna rast je omejena, učinki se odražajo tudi na razširjenosti in uspevanju rastlin. Po drugi strani se lahko vsebnost in razpoložljivost drugih hranil povečata.
- Zaradi razlik v krmni vrednosti travne ruše na nepogorelih površinah in novo razvite ruše na pogorelih lahko pride po požaru do različne intenzitete obžiranja. S tem je paša pomemben dejavnik, ki dodatno vpliva na ogljikovo bilanco po požaru.
- Variabilnost tokov ogljika in dinamika njegovega kroženja sta povezani z motnjami (požar, paša) in z različno sestavo rastlinskega pokrova. Glavni dejavniki časovne spremenljivosti so sezonske vremenske razmere, mikroklimatske razmere in biološka aktivnost.

2 PREGLED OBJAV

2.1 KROGOTOK OGLJIKA

2.1.1 Splošno o kroženju C

Večina ogljika vstopa iz ozračja v ekosistem v procesu fotosinteze, ki jo vršijo rastline; označimo jo kot bruto primarno produkcijo (GPP, *gross primary productivity*). Fotosinteza je proces, v katerem rastline s pomočjo svetlobe v asimilacijskih tkivih reducirajo CO₂ do sladkorja. Je gonilna sila rasti rastlin in posledičnega nastajanja organske snovi, ki jo porabijo živali in talni mikroorganizmi (Chapin III in sod., 2002). Razlike v letni GPP ekosistemov so odvisne od količine in časa osvetlitve listne površine, ki pa je sama odvisna od dostopnosti vode in hranil, podnebja in časa, ki je pretekel po motnji. Razlike v svetlobnih razmerah najbolj vplivajo na razvoj listov z različnimi fotosintetskimi lastnostmi. Listi na bolj osončeni legi imajo več plasti celic, so debelejši in imajo zato večjo fotosintetsko kapaciteto kot listi na senčni legi. Fotosintetska kapaciteta rastline pa močno korelira tudi s koncentracijo N v listih, saj je v fotosintetskih encimih večina N v listu. Rastline, ki so prilagojene na rast v zelo produktivnih razmerah (npr. kmetijske), imajo navadno kratkožive liste z veliko vsebnostjo N in posledično tudi veliko fotosintetsko kapaciteto. Zaradi okoljskih stresnih dejavnikov, ki prisilijo rastlino v razvoj z N manj bogatih listov, pa se fotosintetska kapaciteta zmanjša. Z veliko dostopnostjo svetlobe je pogosto povezan tudi vodni stres, saj ugodne sončne razmere sovpadajo s pomanjkanjem padavin in posledično majhno vlažnostjo ozračja (in zato hitrejšim izhlapevanjem vode). Zaradi tega se v rastlini lahko hitro izniči učinek velike dostopnosti svetlobe na povečano fotosintetsko aktivnost, saj v istih razmerah prihaja do povečane, s transpiracijo povezane izgube vode. V mediteranskih ekosistemih, kjer so padavine redke in neenakomerno razporejene, je suša in posledično zmanjšanje GPP glaven razlog za medsezonsko nihanje v sekvestraciji ogljika (Pereira in sod., 2007). Tudi ekstremne temperature lahko zmanjšajo vnos ogljika v rastlino. Temperatura, nižja od tistih, na katere so rastline aklimatizirane, zmanjša fotosintetsko aktivnost neposredno, medtem ko pri povečani temperaturi pride do fotorespiracije, v ekstremih tudi deaktivacije fotosintetskih encimov in uničenja pigmentov (Chapin III in sod., 2002).

Okoli polovica s fotosintezo asimiliranega C se vrne v atmosfero skozi korenine in nadzemne dele rastlin kot dihanje rastlin. Dihanje kot vsakemu živemu bitju predstavlja rastlini pridobitev energije za nadaljnjo presnovo, rast in razvoj. Postopna oksidacija substrata - sladkorja, ob kateri se sprošča energija v obliki ATP, pa na koncu privede tudi do molekul CO₂, ki se kot stranski produkt reakcije sprostijo v ozračje. Dihanje rastlin je relativno konstanten del GPP v ekosistemu.

Neto primarna proizvodnja (NPP) je razlika med fotosintetskim vnosom C (GPP) in respiracijo rastlin (enačba 1). Predstavlja povečanje količine ogljika zaradi delovanja rastlin ter zajema vso novo biomaso, ki jo proizvedejo rastline, topne organske snovi, ki jih izločajo korenine, prenos ogljika skozi simbiotska razmerja do talnih mikroorganizmov ter hlapljive snovi, ki jih izločijo rastline.

$$NPP = GPP - R_{\text{rastline}} \quad \dots(1)$$

Izmenjava ogljika v ekosistemu ni odvisna samo od izmenjave ogljika rastlin, ampak velik del zajema tudi izgubo ogljika iz žive in odmrle organske snovi zaradi dihanja heterotrofov, živali in talnih mikroorganizmov. Iz rastlin se lahko hranila in s tem tudi ogljik v obliki odmrlih organov sezonsko, v jeseni ali v suhi dobi, prenesejo v tla, kar regulirajo rastline same, nasprotno od izgub tkiv zaradi herbivorov in patogenov. V tleh se ogljik shrani v obliki organske snovi, ki je zaradi strukturne kompleksnosti in heterogene narave lahko zelo labilna in se razkroji hitro, lahko pa v tleh ostane tudi več tisoč let. Dinamika razgradnje talne organske snovi je odvisna od njene fizične oblike, kemične sestave in tudi lokacije v talnem profilu. V procesu dekompozicije organske snovi se odmrla organska snov pretvori v anorganska hranila in CO₂. Dekompozicija je večinoma posledica hranjenja talnih živali in mikroorganizmov in zajema izpiranje organske snovi, njeno fizično fragmentacijo in kemijsko spremembo zaradi delovanja bakterij in gliv. Kar 60 do 80 % talnega ogljika se relativno hitro, v enem letu, razkroji in vrne nazaj v atmosfero kot CO₂. Najpomembnejši dekompozitorji organske snovi na Zemlji so glive, saj skupaj z bakterijami predstavljajo kar 80-90 % biomase in dihanja iz tega naslova (Chapin III in sod., 2002).

Izpiranje topnih organskih oblik ogljika (DOC, *Dissolved Organic Carbon*) in topnega anorganskega ogljika (DIC - *Dissolved Inorganic Carbon*) je v nekaterih ekosistemih pomembna pot izgube C iz tal. Anorganski ogljik se iz tal, nasičenih s CO₂, izpira s podtalnico v reke in jezera, kjer se nato sprosti v atmosfero. Tudi talni organski ogljik se lahko izgubi iz ekosistema na tak način. Izpiranje v večini ekosistemov predstavlja od 0-10 % GPP (Chapin III in sod., 2002).

Lateralni premiki C v ekosistem ali iz njega so lahko pomembni v dolgoročnejšem ciklu C ekosistema. Premiki C z vetrno in vodno erozijo in depozicijo, skupaj s premiki z živalmi so gledano v enem letu zelo majhni ali skoraj nični. V večjem časovnem razponu ali pa v ekstremnih letih s poplavami ali plazovi pa so lahko te premestitve C zelo pomembne.

Epizodne izgube C iz ekosistema - motnje, so v letu, ko se dogodijo, lahko glavne poti izgube CO₂ iz ekosistema v atmosfero. V veliko primerih lahko motnje, kot so požari, odvzem nadzemne biomase, šote... postanejo velik del dolgoročnejše bilance ogljika v ekosistemu.

Neto ekosistemska produkcija (NEP, *Net Ecosystem Production*) je neto akumulacija ogljika v ekosistemu in je enaka razliki med vnosom C (GPP) in njegovimi izgubami (dihanje, izpiranje in motnje). V stabilnem ekosistemu brez motenj, bi bil vnos C približno enak izgubam C iz ekosistema, t.j. dihanju rastlin (okoli 50 % GPP), heterotrofnemu dihanju (40 – 50 % GPP) in izpiranju (0 – 10 % GPP). Ker pa večina ekosistemov ni stabilnih, saj so motnje v njih pogoste, se v določenem trenutku zaradi nesorazmernosti GPP in delov izgube C pokaže, da je ekosistem neto vir oz. neto ponor C (ima torej pozitivno ali negativno NEP; Chapin III in sod., 2002).

NEP lahko za nekatere ekosisteme poenostavljeno zapišemo kot:

$$NEP = NEE \pm F_{\text{lateralni}} - (F_{\text{motnje}} + F_{\text{izpiranje}}) \quad \dots(2)$$

kjer je NEE neto ekosistemska izmenjava C, $F_{lateralni}$ lateralni premiki C zaradi erozije in depozicije, F_{motnje} izgube C zaradi občasnih dogodkov (požari, košnja) in $F_{izpiranje}$ izgube C zaradi izpiranja v podtalnico.

NEE se lahko izmeri/oceni s pomočjo meritev CO₂ nad rastlinskim pokrovom in predstavlja izmenjavo C med ekosistemom in atmosfero. Zapišemo jo lahko kot:

$$NEE = GPP - R_{eco} \quad \dots(3)$$

NEE, v kateri niso zajeti fluksi C zaradi motenj in izpiranja, je v večini primerov tudi največja komponenta NEP v ekosistemu.

2.1.2 Kroženje C na traviščih

Raziskav in meritev NEE v ekosistemu obstaja kar nekaj, veliko jih je za gozdne ekosisteme. Čeprav je ponorna moč travišč običajno manjša in bolj variabilna, pa že sam obseg teh ekosistemov - travišča obsegajo ok. 71 % vseh kmetijskih zemljišč (Panunzi, 2008) - nakazuje, da igrajo veliko vlogo v globalnem ciklu ogljika (Hall in sod., 1995). Tla travišč vsebujejo od 28 do 37 % skupne zaloge talnega ogljika (Lal, 2004). Velika večina fotoasimilatov iz traviščne vegetacije se prenese pod površje tal, kjer je hitrost obrata C zelo majhna. NPP v traviščnih tleh je lahko enaka ali pa celo večja od NPP nad tlemi (Parton in sod., 1995), še posebej to velja za travišča, izpostavljena neugodnim okoljskim dejavnikom.

Za ekosisteme, ki so globalno manj razširjeni in imajo manjšo gospodarsko vrednost, takšni so tudi kraški ekosistemi, so značilni dejavniki in odnosi, ki jih delajo posebne. Te posebnosti se odražajo tudi v krogotoku ogljika. Zaradi relativne majhnosti, ne pa tudi nepomembnosti, na teh področjih ni veliko raziskav C cikla.

Produktivnost travišča je odvisna od položaja le-tega na kontinentu (Gilmanov in sod., 2010). NPP je lahko velika, 781 g C m⁻² leto⁻¹ v tropski vlažni savani, lahko pa je majhna, npr. 140 g C m⁻² leto⁻¹ v suhih tropskih savanah in 95 g C m⁻² leto⁻¹ v stepah zmernega podnebja (Parton in sod., 1995). Te številke pa so seveda odvisne tudi od različnih abiotičnih dejavnikov in motenj, ki vplivajo na izmenjavo ogljika med travišči in atmosfero ter na respiratorno aktivnost tal (Bahn in sod., 2008) in s tem kasneje spremenijo NEE (Gilmanov in sod., 2010).

Za cikel ogljika v mediteranskih in submediteranskih ekosistemih so značilna medsezonska nihanja. Produktivnost mediteranskih ekosistemov je največja v spomladanskih mesecih (Pereira in sod., 2007; Xu in Baldocchi, 2004), v kasnejših mesecih pa pogoste suše z motnjami, ki sledijo, vplivajo na poletno rast vegetacije (Flanagan in sod., 2002; Xu in Baldocchi, 2004) in posledično zmanjšujejo GPP in NEE ekosistema. Študije v različnih traviščih v svetu so pokazale, da je NEE v traviščnih ekosistemih, ki ne prejmejo dovolj vode, občutno manjša (Gilmanov in sod., 2010). Pomanjkanje vode omeji rast, lahko vodi v senescenco vegetacije (Jongen in sod., 2011; Kwon, 2008) ter zavira regeneracijo rastlin iz semen (Jongen in sod., 2011). Posledica tega je, da travišča, ki so v letih z dovolj padavinami lahko neto ponori C, hitro preidejo v neto vire C (Jongen in sod., 2011; Nagy in sod., 2007).

Raziskave v slovenskem Podgorskem krasu, ki so vključevale tudi meritve NEE z metodo Eddy kovariance (Ferlan in sod., 2011) in meritve dihanja tal, so pokazale sezonsko naravo fluksov C na travišču ter odvisnost respiracije tal od vremenskih razmer, predvsem od vlažnosti tal (Eler in sod., 2013). Eler in sod. (2013) so ugotovili tudi, da je respiracija tal na zaraščujočih travnikih v primerjavi s fotosintezo in akumulacijo biomase manj občutljiva na spremembo v prevladujoči vegetaciji.

2.2 MOTNJE IN NJIHOV POMEN ZA KROŽENJE OGLJIKA V KRAŠKIH EKOSISTEMIH

Najširša definicija za motnjo je »delna ali popolna odstranitev biomase« kot posledica aktivnosti herbivorov, patogenov, človeka ter naravnih pojavov, kot so poškodbe zaradi vetra, zmrzali, osušitve, talne erozije in požarov (Grime, 1977). Motnjo lahko definiramo tudi kot relativno diskreten dogodek v času in prostoru, ki spremeni strukturo populacij, združb in ekosistemov ter povzroči spremembe v dostopnosti naravnih virov ali spremembe fizičnega okolja (Pickett in White 1985).

Motnja je občasni vzrok za izgubo C v mnogih ekosistemih. Lahko je glavna pot izgub C v letih, ko se dogodi. V veliko primerih se lahko motnje izražajo kot glavne komponente v dolgoročni bilanci C v ekosistemu. Opredelitev dogodka kot motnje ni lahka in tudi ni enaka v vseh okoljih, saj so npr. intenzivno obžiranje ali zmrzal v nekaterih ekosistemih normalen pojav, medtem ko v drugih resno vplivajo na funkcijo ekosistema.

Talne razmere, skupaj z razpoložljivimi hranili ter svetlobne razmere pogosto določajo zgornjo mejo listne površine, ki jo ekosistem še lahko vzdrži. Motnje pa po drugi strani redno zmanjšujejo to listno površino in tako zmanjšujejo potencialni indeks listne površine (*leaf area index* – LAI). Suša in zmrzal povzročata, da rastline odvržejo liste. Drugi vzroki za izgubo listov pa so fizične motnje (požar, veter) in živi organizmi (herbivori, patogeni). Po velikih motnjah lahko rastline ostanejo premajhne, imajo premalo meristemov, ali pa nimajo dovolj velikega potenciala za svoj razvoj (Chapin III in sod., 2002).

Učinek motnje na procese v ekosistemu je odvisen od silovitosti, pogostosti, tipa, velikosti, časa in intenzitete te motnje (Chapin III in sod., 2002).

Silovitost motnje je razsežnost sprememb v dostopnosti naravnih virov v okolju po motnji. Za motnje, ki iz ekosistema odstranijo vegetacijo in/ali tla, lahko silovitost povezujemo s količino organske snovi, ki je bila odstranjena. Primarna sukcesija se dogodi po hudi motnji, ki odstrani večino produktov ekosistemskih procesov (vulkani ledeniki, plazovi, rudarstvo), sekundarna sukcesija pa se po navadi dogodi na območjih, ki so predhodno že bila podvržena motnjam, kot so požari, orkani, odstranjevanje dreves... Silovitost motnje je najpomembnejši dejavnik, ki vpliva na hitrost razvoja vegetacije po motnji. Npr. požar, ki ubije vse rastline, ima na okrevanje vegetacije drugačen vpliv kot požar, ki požge samo listni opad, s čimer omogoči ponovno regeneracijo preživele vegetacije.

Veliko motenj se lahko opiše tudi s pojmom intenziteta, ki pomeni energijo, sproščeno na enoto površine v določenem času. Intenziteta motnje pogosto vpliva na njeno silovitost, ni pa nujno, npr. intenzivni požari niso nujno siloviti in obratno.

Pogostost motnje med ekosistemi zelo variira. Herbivorija je v večini ekosistemov reden pojav, izbruhi vulkanov in poplave pa se po drugi strani v nekaterih ekosistemih sploh ne pojavijo. Ekosistemi so najbolj odporni na motnje, ki se pojavljajo v rednih intervalih. V požarom izpostavljenih ekosistemih so se razvile vrste, ki biomaso po motnji obnovijo hitreje od tistih v ekosistemih, kjer so požari manj pogosti. Človeška aktivnost pogosto spreminja pogostost motnje, npr. zatiranje požarov v gozdu sekvoj v Sierra Nevadi je gozd naredilo bolj ranljiv zaradi povečane rasti podrastja, ki je poskrbelo za preskok požara iz tal v krošnje (Chapin III in sod., 2002).

Tip motnje pomembno in neodvisno od intenzitete in silovitosti vpliva na procese v ekosistemu. Organizmi v nekem okolju se prilagodijo na relativno pogoste motnje, so pa zelo ranljivi za nove motnje. Npr. veliko vrst iz višje ležečih predelov je netolerantnih na poplave, drevesa iz vlažnih okolij so zaradi tanke skorje ranljiva za požare... Nove motnje pogosteje vodijo v upočasnjeno okrevanje ali pa celo sprožijo nove smernice sukcesije kot pa motnje, na katere so organizmi prilagojeni.

Čas motnje je prav tako pomemben in vpliva na obsežnost motnje. Zmrzal v času brstenja ima večji vpliv kot tista, ki se pojavi dva tedna prej. Podobno poplave v času aktivnosti vegetacije lahko zaradi anaerobnih razmer povzročijo večjo umrljivost rastlin, kot če se pojavijo v času, ko rastline niso aktivne. Čas motenj se velikokrat spremeni zaradi človeških dejavnosti, kot so paša, požigi in poplave.

2.3 POŽARI

Požar v naravnem okolju je pojav, ki v različnem obsegu povzroči vročinski stres, in pri katerem pride do uničenja nadzemne, v nekaterih primerih tudi podzemne biomase.

Glavne naloge požara so (Wright in Heinselman, 1973):

- (1) Požar sprošča hranila iz žive in odmrle organske snovi, nekateri elementi ob tem izhlapijo.
- (2) Požar zmanjša senčenje tal zaradi odstranitve rastlinskega pokrova in tako omogoči večjo količino sončnega obsevanja. Zaradi tega so pogoste spremembe temperature tal in mikroklima.
- (3) Požar regulira akumulacijo suhega dela nadzemne biomase in je lahko velik dejavnik cikla hranil in energije v ekosistemu.
- (4) Požar lahko deluje kot stimulus pri odganjanju, cvetenju in rodnosti lesnatih in zelnatih rastlin, poleg tega se lahko sproži tudi sprostitvev semen iz vrst s serotinijo.
- (5) Ob požaru se spremenijo razmere v/na tleh, v katerih semena lažje vzkalijo - plast pepela, humusa ali gola tla.
- (6) Ob požaru se lahko omeji ali celo zaustavi razvoj dela rastlinske združbe in tako se začasno zmanjša kompeticija za vodo, hranila in svetlobo.
- (7) Dostopnost užitnih rastlin je velikokrat po požaru večja in tako predstavlja vir hrane za druga živa bitja, količina določenih vrst, npr. talnih in drevesnih lišajev v starejših gozdovih, pa se zmanjša.
- (8) Z uničenjem gostiteljskih rastlin se omejijo in regulirajo večje populacije insektov.
- (9) Požar začasno odsotni nekatere rastlinske parazite in lahko prepreči kalitev nekaterih vrst gliv.
- (10) S požari se lahko regulira lokacije ekotonov gozd/nepogozdeno in tudi

prisotnost rastlin. (11) Velikost, intenziteta in frekvenca požara določajo relativno številčnost rastlinskih združb in sukcesijsko fazo. (12) Požar preprečuje popolni razvoj gozdnih združb in tako vzdržuje več sukcesijskih faz, ki vplivajo na lokalno prisotnost rastlinskih vrst ter na raznovrstnost celotnega ekosistema.

Požari kot motnja so v nekaterih ekosistemih redek pojav, v drugih pa se dogodijo pogosteje, lahko tudi večkrat letno. Največji požari se dogodijo v gozdnih ekosistemih, kjer je tudi sicer največ biomase. Manj znano pa je, da so zelo veliki požari tudi v šotiščih oz. v ekosistemih, kjer je veliko biomase v tleh (Rein, 2015). Tam se požari za razliko od običajnih širijo v tleh, kjer zgori velika količina organske snovi (šote). Ti požari lahko trajajo veliko časa in lahko povzročijo ogromno škodo. Požari so manj pogosti v ekosistemih zmerne in hladnega pasu in pa v puščavah.

Ponekod v mediteranskih ekosistemih (npr. Španija, Kalifornija, Avstralija, Južna Afrika) so požari oz. vzdrževanje biomase s pomočjo le-teh dovoljeni, celo zaželeni. Redni požigi pripomorejo pri vzdrževanju travne površine, z njihovo pomočjo pa se tudi zmanjšuje količina biomase (Pereira in sod., 2011). Tako se zmanjšuje tudi možnost velikih naravnih požarov z velikokrat katastrofalnimi posledicami. V zgodovini in ponekod še danes (npr. tropski gozdovi v Južni Ameriki) rastlinje požigajo zaradi pridobivanja novih površin za obdelovanje zemlje.

Število in obsežnost požarov je uravnavano tako z naravnimi dejavniki, kot so topografija, meteorološke razmere, vegetacijski pokrov, kot tudi z načinom rabe tal (antropogeni požigi; Trigo in sod., 2006). Prvi in največji pogoj za pričetek požara je dovolj biomase z majhno vlažnostjo, kar v praksi pomeni razmere z visoko temperaturo in malo oziroma nič padavinami.

Drugi pogoj za začetek požara pa je sredstvo vžiga, pri čemer igra veliko vlogo človek. Pri naravnih požarih ogenj največkrat zaneti strela, ponekod tudi izbruhi vulkanov. Velikokrat pa pride do vžiga tudi zaradi prometnih sredstev (železnice) ali pa človeške nepazljivosti. Kontrolirani požigi pa majo za sabo vedno človekovo dejanje in presojo o koristnosti posega za ekosistem.

Posledice, ki jih povzroči požar v ekosistemu, so odvisne od njegovega obsega in intenzivnosti. Vpliv požara se kaže na prizadetosti živih bitij, na spremembah v naravni krajini in v tleh. Seveda so posledice odvisne prilagojenosti ekosistema na požar. V krajih s pogostimi požari so se razvile posebne oblike življenja, ki so sposobne obstati tudi ob tako hudi motnji (Nano in Clarke, 2011).

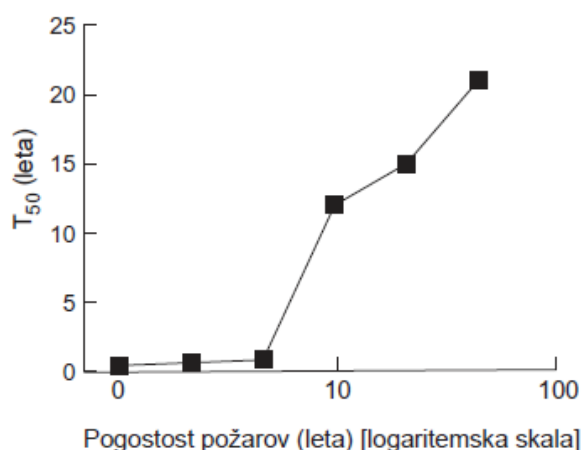
Po požaru pride do posebnega spleta razmer, ki so sicer v naravi redke. Ogenj požge nadzemne dele vegetacije in s tem izboljša svetlobne razmere za razvoj organizmov po požaru. Zaradi manjše aktivnosti vegetacije se zmanjša izhlapevanje iz tal ter tako izboljšajo vodne razmere. Hkrati pa je prisoten tudi gnojilni učinek požara, ki prispeva k boljši založenosti tal s hranili in tako k hitrejši sukcesiji v ekosistemu.

2.3.1 Vpliv na vegetacijo

Na ravni posameznih rastlin so v ekosistemih, kjer je požar motnja, ki se pojavlja vsakoletno ali celo večkrat letno, pomembne predvsem prilagoditve na visoke temperature in na izgubo organov. Rastline ob požarih preživijo zaradi prilagoditve lokalnemu požarnemu režimu. Te prilagoditve so lahko fizična zaščita pred vročino, povečana rast po požaru, vnetljivi materiali, ki spodbudijo gorenje in odpravijo konkurenco. Na primer, vrste iz rodu *Eucaliptus* vsebujejo vnetljiva olja, ki spodbudijo gorenje, trdi sklerofilni listi pa so prilagojeni na visoko temperaturo in tako preživijo požar.

Požar neposredno vpliva na rast, preživetje in reprodukcijo rastlin, učinek pa ima tudi na preživetje in zmožnost kalitve semen. Požar je ena redkih naravnih motenj (poleg nevretenčarjev – lesnih škodljivcev in velikih živali), ki redno ubija odrasle rastline. Je pomemben dejavnik pri strukturiranju združb, saj se v vrzelih, ki nastanejo po požaru, pojavijo možnosti za spremembe vegetacije. Fenologija rastlin v veliki meri odloča, kakšen bo učinek požara na določeno vrsto, zato je potrebno intenziteto požarov povezovati tudi s temi naravnimi značilnostmi vegetacije. Sproščanje energije ob požaru ni glavni pokazatelj učinka požara na vegetacijo, saj ni nujno povezano s preživetjem podzemnih organov požganih rastlin. Pomembna parametra sta globina požiga v organski plasti in temperaturni profil v tleh, ki sta povezana s časom trajanja požara. Moč požara je lahko različna v različnih tleh, na primer v peščenih tleh je lahko dosti večja, saj ob požigu zgori večji del organske plasti tal, s tem pa tudi korenine vegetacije, tako je učinek požara dosti večji. Jesenski in poletni požari imajo lahko večji učinek, saj je takrat organska snov suha in boljje gori.

Pogostost požarov in čas po požaru, v katerem si rastline opomorejo, sta povezana (Slika 1).



Slika 1: Odvisnost časa, v katerem ekosistem akumulira 50 % (T_{50}) svoje maksimalne biomase, od pogostosti požarov (Chapin III in Van Cleve, 1981, cit. po Chapin III in sod., 2002).

Figure 1: Relationship of fire frequency to the time (T_{50}) required for an ecosystem to accumulate 50 % of its maximum biomass (Chapin III and Van Cleve, 1981, op cit. Chapin III et al., 2002).

Preživetje rastlinskega tkiva je odvisno od količine toplote, ki jo prejme. Le-ta pa je odvisna od temperature ter trajanja izpostavljenosti tej temperaturi. Večina rastlinskih celic odmre, če so izpostavljene temperaturam okoli 50-55 °C (Wright in Bailey, 1982). Če so tkiva izpostavljena višjim temperaturam, je čas, potreben za smrtnost, krajši, medtem ko je čas, potreben za smrtnost ob nižjih temperaturah, daljši. Nekatera rastlinska tkiva, npr. meristemi in brsti, so bolj občutljiva v času aktivne rasti, ko je koncentracija vode velika. Smrtnost rastline je odvisna od količine odmrlih meristemskih tkiv. Bolj občutljiva tkiva, npr. kambij, so največkrat obdana z zaščitno strukturo, kot je skorja. Ravno debelina skorje največkrat odloča o preživetju rastline. Majhne razlike v debelini skorje se prevajajo v velike razlike v odpornosti na požar, seveda pa je odpornost odvisna od trajanja požara (Brown in Smith, 2000). Ker se debelina skorje veča z večanjem obsega stbla (debla), so najbolj ogrožena mlada drevesa ali pa nizka drevesa, posebej še vrste, ki lubja ne tvorijo, s tanko skorjo.

Drugi faktor, ki odloča o preživetju vrste po požaru, pa je ožganost krošnje. Ta je odvisna od intenzitete, trajanja požara, vertikalne penetracije toplote ter tudi od arhitekture (zgradbe) rastlinskega pokrova. Veliki brsti, ki jih najdemo na nekaterih vrstah borov, so bolj odporni na požar (Brown in Smith, 2000). Daljše iglice lahko dalj časa obvarujejo brste pred požarom kot pa kratke iglice. Vrste z dolgimi, neolistanimi debli, ki imajo krošnje visoko od tal, so manj podvržene defoliaciji. Tudi hitrost rasti vpliva na dovzetnost rastline za ožganost krošnje, saj so krošnje hitreje rastočih dreves požarom izpostavljene manj časa. Rumeni bor (*Pinus ponderosa*) je manj občutljiv na požare kot koloradska jelka (*Abies concolor*), ker zelo hitro zraste izven dosega požarov na tleh.

Požarom so lahko ob večjih, predvsem gozdnih požarih, izpostavljene tudi korenine. Največkrat so to korenine z absorpcijsko in pričvrstilno funkcijo, ki jih lahko najdemo v organski plasti bližje površini tal (Brown in Smith, 2000).

2.3.1.1 Odzivi vegetacije na požar

Odganjanje brstov nad in pod tlemi

Odziv rastlin po defoliaciji zaradi požara se pri različnih vrstah močno razlikuje. Veliko dreves si po izgubi listnega pokrova težko opomore, če je le ta prevelika. Ostale lesnate rastline lahko prenesejo defoliacijo celotne rastline in poženejo nove poganjke iz epikormskih brstov, če kambij ni poškodovan. Tako se lahko hitro regenerirajo. Vendar pa tudi takšne vrste ob večkratni defoliaciji v kratkem času težko ponovno poženejo in največkrat odmrejo (Bond in van Wilgen, 1996).

V tla pride samo majhen del toplote, ki se proizvede v požaru, ker delujejo kot zelo učinkovit izolator. Tako so podzemni brsti dobro zavarovani pred posledicami nadzemnega gorenja. Sposobnost odganjanja iz brstov, zavarovanih pod tlemi, je zelo razširjena pri drevesnih vrstah kritosemenk in je primitivna oblika varovanja pred defoliacijo iz različnih razlogov, kot so požar, rastlinojedci in pozeba. Manj razvita pa je pri iglavih, čeprav nekaj vrst po požaru lahko odžene iz podzemnih brstov (*Pinus banksiana*, *Sequoia sempervirens*). Rastline ponavadi odganjajo iz bazalnega dela debla, čeprav je možno tudi odganjanje iz korenin ali horizontalnih rizomov. Odganjanje iz korenin lahko vodi v širjenje vrste po požaru, ter tako k nastanku novih klonskih

populacij. Značilno je za breze (*Betula*) in ameriško trepetliko (*Populus tremuloides*) v borealnih gozdovih. V nekaterih lesnatih rastlinah poganjki poganjajo iz tvorbe, ki jo imenujemo lignotuber in se oblikuje v zalistju kličnih listov ali redkeje v zalistju prvih pravih listov (Carrodus in Blake, 1970). Je ontogenetska lastnost in ne samo odgovor na poškodbo. V ekstremnih primerih lahko lignotubri v premeru merijo tudi nekaj metrov. Lignotubri so prisotni pri vrstah rodu *Eucalyptus* in še v 11 drugih družinah v Avstraliji, Afriki in Ameriki in Evropi (Proteaceae, Ericaceae, Rosaceae, Fabaceae). Funkcija lignotubera ni dobro poznana. Pogostokrat menijo, da se pojavljajo kot prilagoditev na požar, saj zagotavljajo vir brstov, ki lahko poženejo po poškodbi nadzemnega stebela/debla. Po drugi strani pa so lignotuberi locirani na površini tal, kjer so brsti slabo izolirani ob morebitni motnji. Imajo pa pomembno funkcijo, saj se v njih skladiščijo zaloge ogljikovih hidratov ter ostalih hranil (Wright in Bailey, 1982).

Odganjanje enokaličnic

Trave so rastline, ki jih smatramo kot najbolj odporne na požare. Veliko travišč je zaradi sezonske senescence in velike vnetljivosti suhe biomase zelo podvrženih požarom. Trave preživijo motnjo zaradi požara z nadaljevanjem rasti listov iz interkalarnih meristemov in iz novih poganjkov, ki zrastejo iz zaščitnih poganjkov. Pri šopastih travah so poganjki locirani pri površini tal, kjer so zavarovani z dničnimi listi. Izolativna plast starih listov varuje listno tkivo in omogoča hitro obnovitev rastline s ponovno rastjo listov. Regeneracija lahko poteka tudi s pomočjo brstov na podzemnih rizomih, vendar pa ta ni tako hitra.

Čeprav je bilo v nekaj študijah dokazano, da sezona, v kateri trave zgorijo, ne vpliva nujno na njihovo nadaljnjo rast in razširjenost, pa je čas požara vendarle pomemben. Še posebej v bolj ranljivih fenoloških fazah so določene traviščne vrste izpostavljene požaru. Požari med najbolj intenzivnim rastnim obdobjem naj bi bili najbolj uničujoči, saj so mlada rastlinska tkiva bolj občutljiva na vročino (Bond in van Wilgen, 1996) in ker so zaloge ogljikovih hidratov, potrebnih za rast, v tem času majhne (Wright in Klemmedson, 1965). V takem primeru rastline odženejo iz aksilarnih poganjkov, regeneracija pa je mnogo počasnejša kot pri razvoju iz nepoškodovanih interkalarnih meristemov.

Poleg neposrednih učinkov požarov na določene vrste pa se lahko travniška vegetacija spremeni tudi posredno skozi spremembe v kompeticijskih razmerjih, ki se dogodijo zaradi večje občutljivosti nekaterih vrst v primerjavi z drugimi (Knapp in sod., 2009).

Geofitska oblika, prisotna pri mnogih enokaličnicah in nekaterih dvokaličnicah, je zelo učinkovita pri preživetju požara zaradi izolacije, ki jo nudijo tla. Nekateri geofiti imajo krčljive korenine, ki mlado rastlino potegnejo pod zemljo ter jih tako zaščitijo pred visokimi temperaturami ognja.

Nekatere drevesne vrste enokaličnic se, podobno kot trave, pred požarom zaščitijo s šopastimi rozetami ali obstojnimi listi pri tleh. Zanimiv primer je vrsta *Aloe ferox*, ki je visoka enodebelna enokaličnica. Zunanji, odmrli listi služijo kot izolacija (Bosch, 2006). Če so ti listi odstranjeni, rastline ob požaru pogostokrat odmrejo. Ker se listi omenjene rastline uporabljajo za medicinske namene, so ti pogostokrat obrani z rastlin, s tem pa je

odstranjena tudi izolacijska plast. Tako so podvržene veliki smrtnosti v primerjavi z rastlinami, ki rastejo nedotaknjene.

Reprodukcija po požaru

Vrste, ki po požaru nimajo zmožnosti ponovnega odganjanja in ki se uničijo med požarom, se množijo s semeni. Te vrste imajo različno filogenetsko preteklost in prihajajo iz različnih geografskih območij. Najpogosteje se razmnožujejo samo po požarih, tudi kalitev semen je naravnano na čas po požaru. Rastline s takimi karakteristikami imenujemo požarno odvisne rastline, saj so tesno povezane s požari (Keeley in Fotheringham, 2000).

Razmere po požaru so za mlade rastline, razvite iz semena, zelo ugodne. Prostor se odpre zaradi požiga vegetacijskega pokrova, ob čemer pa je pomembno tudi, da se poveča količina dostopne svetlobe, temperature, vode in hranil v tleh. Zmanjša pa se količina plenilcev semen in mladih rastlin.

Cvetenje, stimulirano s požarom, je zelo pogosto pri enokaličnicah. Vrste iz rodu *Cyrtanthus*, ki rastejo v Južni Afriki, so geofiti, ki cvetijo le v prvem tednu ali dveh po požaru, drugače pa ne razvijejo reprodukcijskih organov (Bond in sod., 2004). Cvetenje po požaru je znano tudi za vrste iz družin Orchidaceae, Iridaceae, Liliaceae, Amaryllidaceae, Poaceae in Cyperaceae, posebno pri geofitskih vrstah in graminoidih. Ogenj stimulira cvetenje tudi pri nekaterih palmoidnih vrstah, kot so vrste iz rodu *Xanthorrhoea*, in nekaterih grmovnih oblikah kot so vrste iz rodov *Telopea* in *Colpoön* in vrsta *Leucadendron salignum*. Vse te rastline so takšnih rastnih oblik (geofiti, graminoidi, drevesa z rozetami, grmovnice z lignotuberi), ki ne utrpijo veliko škode zaradi požara in lahko zato svoje zaloge hranil hitro usmerijo v razmnoževanje.

Nekatere rastlinske vrste hranijo semena v svojih krošnjah, kjer so izolirana pred zunanjimi vplivi v storžih, lesenih kapsulah ali v trdoživih olesenelih socvetjih. Te zaščitne strukture se odprejo in sprostijo semena v velikem številu le po požaru. Ta pojav je poznan kot serotinija. Od shranjevanja semen v tleh se razlikuje po tem, da se seme tu shranjuje le v času življenja starševske rastline. Serotinija je pogosta pri dolgoživih lesnatih rastlinah in je pogosta pri vrstah, ki so pogostokrat izpostavljene požarom v krošnjah dreves. *Eucalyptus regnans* je vrsta, ki se razmnožuje s pomočjo požarov, ki se zgodijo na 200 – 300 let. Na severni polobli je serotinija pojav le pri iglavcih (*Pinus*, *Cupressus*, *Picea*, *Sequoiadendron*), medtem ko jo je na južni polobli moč najti tudi pri nekaterih kritosemenkah, še posebno pri grmovnicah v južni Afriki in Avstraliji (Thomas in McAlpine, 2010). Vrste s serotinijo pogostokrat dominirajo v okolju, kjer uspevajo, in so zato predmet številnih bioloških opazovanj. Serotinija ni značilnost samo območij s pogostimi požari, ampak je prisotna tudi v drugih suhih območjih, kjer pa je dražljaj, zaradi katerega vrsta odvrže seme, velika količina padavin.

Mehanizmi, odgovorni za sprostitev semen, so lahko različni. V nekaterih vrstah bora, smole in voski zaščitijo luske storža in se sprostijo samo, ko jih ogenj stopi, ter tako odvržejo seme. Pri avstralski vrsti *Banksia ornata* so semena zaprta znotraj dveh ovojníc v foliklu. Ob vročini in pri majhni vlažnosti počita ter tako sprostita seme (Enright in Lamont, 1989).

Semena mnogih rastlin na tleh kalijo šele po požaru. Nekatere grmovnate vrste imajo semena, obložena z debelim ovojem, in lahko dormantna ležijo v tleh, medtem ko gre požar mimo. Gostota semen vrste *Ceanothus velutinus* je lahko več kot 12 milijonov na hektar (Agee, 1996). Nekatera semena požar uniči, medtem ko druga samo ožge in tako poškoduje semensko lupino. S tem omogoči imbibicijo semena ter posledično kalitev v okolju, bogatem s hranili. Kalitev semen stročnic, ki jo sicer inducira požar, je lahko zavrtta, če je intenziteta požara premajhna. Odprtje strofiola, specializiranega dela semenske lupine, je pri akaciji inducirano s toploto in se zgodi zaradi delitve celic s tanko steno znotraj strofiola (Hanna, 1984).

Trda semena se pojavljajo tudi pri drugih rastlinskih vrstah, pri vrstah iz družin Rhamnaceae, Cistaceae, Convolvulaceae, Geraniaceae, Malvaceae in Proteaceae. Tu je mehanizem prekinitve dormance manj znan in je lahko drugačen. Na primer, vročina pri vrstah iz rodu *Leucospermum* v Afriki povzroči izsušitev semenske lupine, ki nato po ovlažitvi počši in omogoči kalitev (Brits in sod., 1993). Dormanco trdih semen pa poleg požara lahko prekine tudi vrsta drugih dejavnikov (kotaljenje po tleh, tekoče vode, prehod skozi prebavila živali, teptanje semen na tleh), tako da ta lastnost ni nujno samo prilagoditev na požar.

2.3.2 Vpliv na tla

Požar lahko poleg zmanjšanja oz. uničenja nadzemne biomase vpliva tudi na lastnosti tal in na procese, ki potekajo v njih. Te spremembe so lahko koristne ali pa škodljive za ekosistem. Požar v večji ali manjši meri vpliva na fizikalne, kemijske in biološke lastnosti tal. Vpliv požara je v veliki meri odvisen od tipa ekosistema (travišče, gozd) in s tem povezane količine goriva, ki je na voljo. V gozdovih, kjer je biomase veliko, so požari veliko močnejši, posledice pa temu primerno veliko bolj izrazite kot na travniških, kjer je goriva neprimerljivo manj. Seveda pa k posledicam požara doprinese tudi obseg, vrsta požara, količina opada na tleh, količina podrastja... Vplivi na tla se lahko kažejo pozitivno npr. kot povečana koncentracija hranil v tleh, lahko pa imajo tudi katastrofalne posledice, npr. erozija tal, poslabšanje kvalitete vode... Vsekakor pa je za razumevanje vloge požara v ekosistemu potrebno poznati obseg sprememb, ki se zgodijo v tleh, podvrženih tako veliki motnji.

2.3.2.1 Učinek na fizikalne lastnosti tal

Fizikalne lastnosti tal imajo neposreden učinek na produktivnost in trajnost v kateremkoli ekosistemu. Požar na vse glavne dejavnike fizikalnih lastnosti tal (struktura, poroznost, temperaturni režim, zmožnost zadrževanja vode) v veliki večini vpliva negativno.

Spremenjen vodni režim

Ko ob požaru rastline zgorijo, se v delu tal, ki so ga zasedale korenine, naredi prostor za odtekanje vode. To je eden od vzrokov, zaradi katerega se, vsaj za določen čas po požaru, spremeni vodni režim.

Zaradi pogorele vegetacije in plasti opada, ki sicer blažita vpliv padavin na tla, se lahko površina tal zbije, kar zmanjša njeno prepustnost. Učinek tega je večji odtok vode na površini ter povečana erozija pepela in A horizonta, zmanjšanje vlage v tleh ter posledično izsuševanje. Izsušitev ima slab vpliv na kroženje hranil v tleh. Ker je rekolonizacija tal z rastlinami, ki stabilizirajo tla, v takšnih razmerah slaba, pride do povečane erozije s hranili bogate plasti tal.

K slabi prepustnosti tal po požaru prispeva tudi vodoodbojnost. Hidrofobne organske spojine, produkti gorenja, prekrijejo talne agregate ali minerale, na katere se voda ne more vezati s tem pa se zmanjša njena infiltracija v tla. V gozdnih tleh je Robichaud, (2000) izmeril ok. 40 % zmanjšano hidravlično prevodnost tal po požaru, ki jo pripisuje prav vodoodbojnosti. V preriji v ZDA pa so Pierson in sod. (2001) ugotovili, da je učinek zmanjšane prepustnosti trajal tudi do 1 leta, vendar pa se je večinoma pokazal na delih, pokritih z grmišči pelina (*Artemisia*), z večjo količino opada in organske snovi, ki sta ob gorenju omogočala nastanek hidrofobnih oblog na površini talnih delcev. Globina slabše prevodne plasti je največkrat odvisna od temperature požara, lahko pa tudi vlage tal ter razporeditve delcev različne velikosti v tleh. Ne glede na silovitost požarov pa naj ta plast ne bi presegla 6-8 cm. Na ravnih terenih ta plast povečuje izsuševanje, medtem ko lahko na strmejših terenih pride do močne erozije. Taka tla so osiromašena s hranili, kar vpliva na slabšo rast vegetacije.

Struktura tal

Struktura tal se lahko po požaru spremeni zaradi sprememb glinenih delcev in zgorevanja organske snovi. Ker pa je glinenih delcev na površju manj in ker je za njihovo razgradnjo potrebna velika temperatura (>460 °C), so v primerjavi z organsko snovjo manj podvrženi spremembam. Najbolj pomembna za poslabšanje strukture tal je izguba na površini prisotne org. snovi. Poslabšana struktura lahko ostane na požarišču od leta do desetletij po požaru, odvisno od intenzitete in silovitosti požara. Zaradi porušitve agregatov, zamašitve por s pepelom in razpršenih glinenih mineralov po požaru, se na požarišču lahko poveča tudi gostota tal.

Spremembe mineralne strukture

Ob požaru lahko kamni na ali blizu površine preperijo, popokajo, s tem pa se v tla vnašajo elementi, ki tvorijo talni matriks, na katerega se nato vežejo elementi, organske spojine...

V glavnem se ob požaru mineralna zgradba tal ne spremeni prav dosti zaradi dejstva, da prvi korak pri kemijski razgradnji mineralov, dehidroksilacija, poteče šele pri temperaturah večjih od 500 °C (Tan, 2005). Med temperaturno občutljivejšimi minerali je kaolinit, ki se razgradi pri 550 °C. Zaradi dejstva, da lahko tla vsebujejo tudi do 20 % kaolinita, se ob močnejših požarih lahko v veliki meri spremeni mineralna struktura.

Drugi učinek pa je nastanek novih mineralov. Npr. iz magnetita, ferihidrita, goethita lahko nastane mineral maghemit. Iz titanomagnetita pa se lahko tvori mineral ilmenit. Dostopni fosfor, sproščen ob požaru, lahko absorbirajo rastline, če ga ne, se lahko v globljih plasteh obori. Tam tvori minerale apatit, Ca-P dihidrat, in amorfne Al in Fe fosfate, ki se spremenijo v spojine, podobne kristalom variskita (Al fosfat) in strengita (Fe fosfat; Busman in sod., 2009).

Na karbonate, glavne gradnike apnenčastih tal, požar običajno ne vpliva, saj so toplotni razgradnji podvrženi šele pri temperaturah višjih od 1000 °C.

Barva

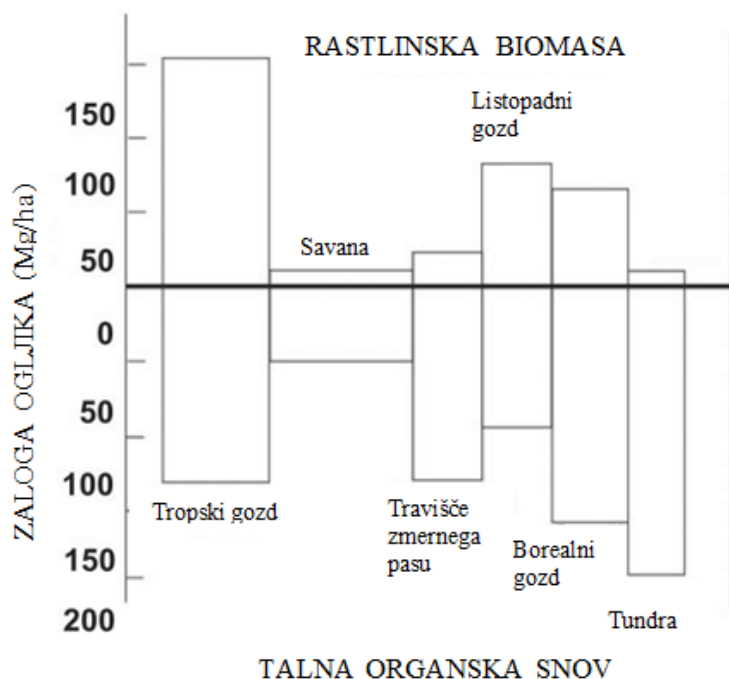
Tla lahko po požarih majhne in srednje intenzitete (npr. traviščni požari) še dolgo, vse do ponovne rekolonizacije z rastlinami, ostanejo prekrita s plastjo črnega ali sivega pepela, kar spremeni albedo tal. Lahko pa tla, še posebej po požaru velike intenzitete, tudi pordečijo. To so opazili pri požarih v iglastih gozdovih (Ulery in Graham, 1993), kjer so bila tla od 22 dni do 3 leta po požaru bolj rdeča od tal, ki niso bila podvržena požaru. Zaradi svoje odpornosti na okoljske vplive lahko zogleneli materiali vplivajo na barvo daljše obdobje. Prek sprememb v barvi tal lahko ugibamo tudi o silovitosti požara.

2.3.2.2 Učinek na kemijske lastnosti tal

Tako kot na fizikalne lastnosti ima požar učinek tudi na kemijske lastnosti tal. Ta učinek pa je odvisen predvsem od silovitosti in intenzitete požara, saj so različne kemijske sestavine tal različno občutljive na gorenje oz. imajo različno visok temperaturni prag, pri katerem bodisi izhlapijo ali pa spremenijo obliko in s tem dostopnost.

Organska snov /organski C

Največja sprememba, ki se dogodi v tleh po požaru, je običajno izguba organske snovi. Največje izgube hranil po požaru so v ekosistemih, ki imajo velik delež organske snovi nad tlemi (tropski gozdovi, gozdovi zmernega podnebja). Savane in travišča so kot ekosistemi najbolj prilagojeni na požare, saj 83-85 % skupnega C predstavlja talni ogljik (Slika 2).



Slika 2: Zaloga C v rastlinski biomaso in talni organski snovi v večjih tipih ekosistemov v svetu (Anderson, 1991).

Figure 2: C pool in plant biomass and soil organic matter in major ecosystem types (Anderson, 1991)

Požar lahko na zmanjšanje oz. uničenje organske snovi v tleh vpliva neposredno, z gorenjem, pa tudi posredno, saj se hitrost razkroja odmrlih tkiv spreminja v odvisnosti od silovitosti požara. Učinki požara se lahko kažejo kot destilacija (izhlapevanje manjših sestavin), pooglenitev ali popolna oksidacija snovi. Do večjih sprememb v količini organske snovi pride pri temperaturah od 200 do 250 °C, do popolnega uničenja pa pri temperaturi ok. 460 °C (Certini, 2005). Požar povzroči spremembe v zgradbi lignina. S spremembo razvejanja ligninskih struktur se spremeni tudi celoten cikel ogljika. Traviščni ekosistemi zaradi manjše intenzitete požara in zaradi nižjih temperatur ponavadi utrpijo samo izgubo tkiv nad površjem tal, podzemni deli pa povečini ostanejo nedotaknjeni (Hartford in Frandsen, 1992). Temperatura npr. ob kontroliranih požigih travšč v Avstraliji 1 mm pod površino tal doseže le ok. 70 °C (Humphreys in Craig, 1981, cit. po González-Pérez in sod., 2004).

Pri učinku na količino org. snovi je pomemben tudi čas požara. Pri vsakoletnih požigih spomladi (Fynn in sod., 2003) niso opazili vplivov na organski C v prvih 2 cm tal, medtem ko so vsakoletni in dvoletni jesenski in zimski požigi zmanjšali njegovo količino. Pri pomladanskem požaru ima opad oz. organska snov prejšnje sezone kar nekaj časa, da se razgradi in preide v tla. Jesenski in zimski požar pa za sabo pustita delno ogoljena tla, kar lahko povzroči izgube organske snovi na površini, predvsem z erozijo.

Količina organske snovi po požaru se začne povečevati s ponovno vzpostavitvijo vegetacije po naravni poti ali s človeško pomočjo. Običajno je to povečanje hitro zaradi visoke neto produktivnosti pri sekundarni sukcesiji. Johnson in Curtis (2001) sta pokazala povezavo med povečanjem C (8 %) v A horizontu in požarom, ki se je dogodil 10 let pred raziskavo. Avtorja sta za to povečanje naštevala tri možne razloge: 1) pomešanje nezagorelih

ostankov v mineralna tla, ki so zaradi tega manj podvrženi biokemični razgradnji, 2) pretvorba sveže organske snovi v težje razgradljive oblike, 3) povečan vnos N s simbiotsko fiksacijo dušika (zaradi povečane prisotnosti vrst s to simbiozo) poveča sekvestracijo C. Raison in sod. (1990) so odkrili, da se po požaru poveča hitrost razgradnje organske snovi, s tem se sprostijo amonij ter druga hranila. Te spremembe naj bi bile posledica spremembe v topnosti organske snovi zaradi segrevanja tal med požarom. Ansley in sod. (2006) so izmerili povečano koncentracijo SOC (talni organski ogljik) v tleh savane, podvržene poletnemu požaru. Večja količina naj bi bila vsaj deloma posledica večje neto produkcije vegetacije na požganih tleh (294 v primerjavi z 222g/m²). Čeprav nekateri avtorji v svojih študijah poročajo o povečanju organskega ogljika (s tem tudi organske snovi) po požaru, pa so to lahko le napake pri vzorčenju tal, saj ponavadi vzorčijo le mineralni del tal in ne celotnih tal, vključno z organskim horizontom in pepelom (Certini, 2013). Nekatero študije pa so nasprotno opazile zmanjšanje razgradnje organske snovi. Monleon in Cromack (1996) sta zmanjšanje pripisala povečani temperaturi tal v kombinaciji z zmanjšano vlago v tleh po požaru. Požar je vplival tudi na razkroj organske snovi v cerradu v Braziliji (Roscoe in sod., 2000), kjer je bila koncentracija C in N v opadu ob bolj pogostih požarih zmanjšana, čeprav v tleh ni prišlo do značilnih razlik. Povečanje pogostosti požara je zamenjalo C3-C s C4-C v pribl. 35 % po celotnem profilu tal. To nakazuje, da je ob pogostejših požarih obrat organske snovi hitrejši, s čimer je lahko vprašljiva rodovitnost tal skozi daljši čas.

Po požaru se lahko poleg količine spremeni tudi kvaliteta organske snovi, kar vpliva na nadaljnje procese v tleh. Poveča se namreč del organske snovi, ki je bolj odporen na biokemično razgradnjo. Razlog za to je selektivno gorenje svežih ostankov (listi, vejice,...) in nastanek novih aromatičnih in visoko polimeriziranih spojin, podobnih huminskim spojinam. Zogleneli material, produkt nepopolnega gorenja, lahko v tleh ostane stoletja ali celo tisočletja. Miltner in Zech (1997) sta opazila pospešeno dekompozicijo polisaharidov in lignina in tvorbo aromatskih obročev, če so bili v tleh prisotni Fe-, Al in- Mn-oksidi, medtem ko montmorillonit in kremen nista imela vpliva na te procese.

Pri nepopolnem gorenju organske snovi (največkrat lesa) ob požaru se v tla prenese veliko ogljika v obliki oglja (od 0,05 – 0,2 Pg C/leto, Kuhlbusch, 1998; Schmidt in Noack, 2000). Zaradi aromatske strukture z zelo malo funkcionalnimi skupinami, je oglje zelo odporno na razkroj in lahko v tleh ostane zelo dolgo časa, s čimer je pomembno za sekvestracijo ogljika. Na globalni ravni lahko oglje spremeni cikel C iz zelo hitrega v zelo počasnega (geološke oblike C) in zato predstavlja ponor C v ekosistemu. Polarnost in poroznost oglja v tleh, podvrženih požaru, igra pomembno vlogo pri dostopnosti hranil, ki so na voljo rastlinam, ter pri sposobnosti tal za zadrževanje vode. Večina oglja nastane iz celuloze, ki sestavlja od 20 do 50 % suhe snovi rastlin. Največ sprememb v strukturi po požaru je opaženih pri temperaturi nad 270 °C. Spojine, katerih nastanek je bil opažen s C13 NMR spektrometrijo, so bile alifatski C, fenol in/ali furan C, aromatski C in karbonilni C. V pregledni raziskavi člankov je Knicker (2007) ugotovila, da je v tleh, ki so bila podvržena požaru, lahko od 2-35 % oglja. V savani naj bi količina oglja v tleh po požaru narasla od 5-87 mg/kg tal (Dai in sod., 2005). Intenziteta in količina goriva pa določata, koliko oglja bo proizvedenega. Ob gozdnih požarih se ustvari več oglja kot ob požarih na traviščih (Stocks in Kauffman, 1997). Na požganem travišču (Dai in sod.,

2005) niso ugotovili povečanega deleža oglja v SOC na globini 0-10 cm, je pa bila v primerjavi s kontrolnim obravnavanjem povečana koncentracija oglja na globini 10-20 cm.

pH tal

Povečanje pH tal (ang. liming effect) po požaru za izboljšanje rodovitnosti tal že tisočletja izkoriščajo v kmetijstvu. Zgorevanje talne organske snovi in vnos s hranili bogatega pepela v tla sprostita več topnih bazičnih kationov, ki izpodrinejo H^+ in Al^{3+} ione, adsorbirane na negativnih nabojih talnih koloidov.

Povečanje pH tal zaradi večje koncentracije Ca, Mg in K v pepelu po požaru je lahko zelo pomembno, saj vpliva tudi na dostopnost ostalih rastlinskih hranil. Hranila, katerih dostopnost se najbolj spremeni, so P, Fe in Cu. Povečanje pH po požaru je odvisno od pH tal pred požarom, količine pepela in njegove kemične sestave ter od vlažnosti ozračja. Pomembno povečanje pH se dogodi šele pri temperaturah nad 450 °C. Úbeda in sod. (2005) so takoj po požaru v tleh mediteranskega travnišča ugotovili, da se je pH povečal, vendar pa se je že po enem letu vrnil na raven pred požarom. Za ta kratkotrajen vpliv naj bi bila odgovorna majhna intenzivnost požara, ki na glavne elemente, ki spremenijo pH tal, ne vpliva v veliki meri. V kisljih tleh so po gozdnem požaru pri površini opazili povečanje pH tudi za 3, kar bi lahko pripisali kopičenju K in Na-hidroksidov, Mg in Ca-karbonatov, pa tudi uničenju kisljih spojin v organski snovi (Ulery in sod., 1993). Zadnji učinek je bil opazen še 3 leta po požaru.

Karbonati so odporni na temperature, nižje od 1000 °C, zato je ob požaru sprememba pH v tleh, kjer prevladujejo ti minerali, zanemarljiva. To še posebej velja za tla travnišč, kjer so požari manj intenzivni.

2.3.2.3 Učinek požarov na hranila v tleh

Požar spremeni krog hranil v naravnih ekosistemih, saj nadomesti dolgotrajno biološko razgradnjo snovi z zelo hitro toplotno razgradnjo ob gorenju organskega materiala. Obseg teh sprememb pa je zelo odvisen od silovitosti požara.

Mehanizmi izgube hranil po požaru so običajno (Neary in sod., 2005): (1) neposredno izhlapevanje v atmosfero v obliki plina, (2) izgube delcev z dimom, (3) izpiranje in erozija hranil, ki ostanejo v pepelu na površini tal, (4) stabilna oblika kot delno zgorela vegetacija ali opad.

Dušik – N

Dušik je, kar se tiče rasti rastlin, običajno najbolj omejujoče hranilo v ekosistemih. Je tudi edino hranilo, ki ga ni mogoče pridobiti s kemično razgradnjo matične kamnine, ampak nastane z mineralizacijo organskega N ali pa prek fiksatorjev N iz N_2 iz zraka. Pri učinku požarov na talni N prihaja do paradoksa, saj se po eni strani N izgublja, po drugi pa se v bioloških procesih po požaru iz organskega N tvorijo bolj dostopne mineralne oblike N. Pri gorenju se N iz zgorelih tkiv največkrat izgubi z izhlapevanjem, ki se povečuje s povečevanjem temperature. Spremembe, ki jih doživijo spojine z organskim N, se lahko

delijo v dve fazi. V prvi se proste aminokisljine in nekatere NH_2 skupine odcepijo, vendar ne pride do večjih motenj v strukturi peptidov. V drugi fazi pa se N iz amidov spremeni v heterolitične spojine, kot so pirolji, imidazoli in indoli (Certini, 2005). Pri požarih manjše intenzitete običajno večina organskega N ostane, možne so spremembe strukture, medtem ko se pri močnejših požarih večina org. N spremeni v anorganske oblike.

Ob gorenju se N sprošča v dveh oblikah, NO_3^- in NH_4^+ . Obe obliki N lahko rastline porabijo, če pa jih ne, jih čaka različna usoda. Veliko NO_3^- se izgubi z izhlapevanjem in izpiranjem, NH_4^+ pa se veže na mineralne in organske delce ter se tam koncentrira kot izmenljivi N. Kot pravilo je količina skupnega N, ki izhlapi, direktno proporcionalna količini uničene organske snovi. Zanimivo je, da se količina dostopnega N, predvsem v obliki $\text{NH}_4\text{-N}$ po požigu velikokrat poveča. Povečanje $\text{NH}_4\text{-N}$ je povezano z razgradnjo organske snovi v tleh, še posebej proteinov in drugih, z dušikom bogatih sestavin org. snovi. Še posebej občutljive na razgradnjo so sekundarne amidne skupine, saj se razgradijo že pri temperaturi 100 °C. V nasprotju z NH_4 se koncentracija NO_3 takoj po požaru zmanjša, se pa kasneje močno poveča zaradi nitrifikacije. V študiji v Španiji (Gimeno-García in sod., 2000) so ugotovili, da se je količina NH_4 po požaru v z grmičevjem poraslim ekosistemu močno povečala (kar 25x več kot pred požarom) zaradi transformacije organske snovi ob gorenju, količina nitrata pa se je zmanjšala. Covington in Sackett (1992) so odkrili, da se je količina NH_4^+ po požaru močno povečala na vseh tipih zgorelega gozda, proporcionalno s količino biomase pred gorenjem. Povečanje je bilo posledica alokacije N iz organskega dela v mineralna tla. Povečana koncentracija dostopnega N v tleh pospeši rast rastlin, kar daje videz, da je po požaru količina skupnega N povečana. Izboljšanje v rodovitnosti pa je le kratkotrajno, saj dostopni N rastline kmalu porabijo (v roku 1-2 let). V študiji v sub-borealnem gozdu so Driscoll in sod. (1999) pokazali, da se količina N na požganih tleh vrne na vrednost pred požarom po približno 4 letih. V drugih študijah pa je bil ta čas še krajši, po 2 letih se je količina izmenljivega NO_3 in NH_4 vrnila na isto raven (Choromanska in Deluca, 2001), po 9 mesecih pa koncentracija NO_3 v požganem delu borovega gozda (*Pinus ponderosa*; Deluca in Zouhar, 2000) ni bila več značilno različna od nepožganega.

V traviščnih ekosistemih, kot so savane in tudi ekstenzivna kraška travišča, je lahko situacija lahko precej drugačna. V raziskavi v savani v J. Afriki (Coetsee in sod., 2014) so v nasprotju s pričakovanji ugotovili, da se količina N v tleh ploskev, podvrženih požaru, ni zmanjšala. Opazili so tudi, da je učinek požara na količino N in na njegovo dostopnost viden samo v prvih nekaj cm tal, globlje pa razlik ni. Zaradi večine zalog N v podzemnih delih vegetacije je učinek požara še toliko manjši. V savanah so izgube N velikokrat kompenzirane s povečano depozicijo N in povečanjem števila fiksatorjev N. V študiji v Kruger parku v J. Afriki so opazili povečane koncentracije skupnega N pri požganih ploskvah, največ pri ploskvah, požganih vsako tretje leto. Povečanje so pripisali naraščanju mikrobne populacije v obdobjih med požari (Oluwole in sod., 2008). Tudi na mediteranskem travišču v Španiji (Úbeda in sod., 2005) so v požganih tleh izmerili večjo koncentracijo skupnega N, ki je bila prisotna tudi po enem letu od požara. Količina anorganskega N se je takoj po požaru v preriji (Ojima in sod., 1994), ki se je zgodil prvič po 20 letih, povečala za 7 mg N/kg na požganih ploskvah v primerjavi s kontrolnimi ploskvami, vendar pa se je kasneje zmanjšala pod nivo kontrolnih ploskev. Razlog za to kratkotrajno povečanje je bila verjetno nenadna sprostitve velikih količin anorganskega N

med gorenjem. Tudi količina pepela je bila na teh ploskvah večja, kot pa na ploskvah, požganih vsako leto.

Fosfor – P

Fosfor je za rastline drugi najbolj omejujoči element. Največje zaloge P so v mineralnih tleh (94 – 98 %), vendar pa je rastlinam dostopen le v obliki fosfata. Dostopnost P je povezana s simbiotskimi razmerji med rastlinami in mikoriznimi glivami in v večini primerov ne vključuje enostavnega sprejema iz talne raztopine. P izhlapi iz tal pri višjih temperaturah kot N (760 °C), zato pri gorenju običajno ne pride do takih izgub kot pri N. Gorenje organske snovi pusti za sabo povečane količine P v pepelu. To povzroči povečanje dostopnega P v tleh, saj se organski P pretvori v ortofosfat (Cade-Menun in sod., 2000), edino obliko, dostopno rastlinam. To so ugotovili tudi v študiji (Gimeno-García in sod., 2000), kjer se je količina P v primerjavi s količino pred požarom povečala za 39 oz. za 55 %. Tudi v traviščnem ekosistemu (Úbeda in sod., 2005) so ugotovili značilno povečanje P po požigu. Te vrednosti so po enem letu še narasle, tako da so bile večje kot pred požarom. Na dostopnost P pa pozitivno vplivajo tudi običajne spremembe pH tal (najbolj dostopen pri pH 6,5; Sharpley, 1999). Ta večja dostopnost pa je lahko le prehodna, saj se v kislih tleh ortofosfat veže na Al, Fe in Mn-okside, v bazičnih tleh pa na Ca-minerale, lahko pa se izgubi tudi z izpiranjem kot Ca-fosfat.

Ostala hranila

S požarom povezane spremembe ciklov ostalih hranil v tleh so običajno manjše in bolj kratkotrajne. Največkrat se količina ostalih hranil spremeni zaradi zgorevanja organske snovi, spremembe pa so v veliki meri odvisne od hranila, požgane rastlinske vrste, talnih lastnosti in načina izpiranja hranila (Kutiel in Shaviv, 1992). Za izhlapevanje kalija so, tako kot za fosfor, potrebne temperature nad 760 °C. Žveplo in natrij izhlapita pri 800 oz. 860 °C, medtem ko magnezij in kalcij potrebujeta temperature nad 1100 °C oz. 1240 °C (Lide, 2004).

Úbeda in sod. (2005) so opazili povečanje K na travišču po požaru, vendar pa se je količina po enem letu spustila pod tisto pred požarom. To zmanjšanje so pripisali predvsem rasti visoke vegetacije, ki za svoje namene porabi od 112-224 kg K/ha/leto. Hofstede (1995) ni ugotovil nobenih razlik v koncentraciji hranil med požganim in nepožganim traviščem v Kolumbiji, kar je med drugim pripisati tudi talnemu tipu (bolj šotnat) na požganem delu.

Kationi, ki so najbolj občutljivi na požar, so: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ ter NH_4^+ , čeprav je le-teh pogosto dovolj v večini tal. Po gozdnem požaru so (Adams in Boyle, 1980) ugotovili povečane koncentracije dostopnega Ca, Mg in K, vendar pa so vrednosti padle na raven pred požarom že po 3 mesecih. Tomkins in sod. (1991) so pokazali, da se izmenljivi NH_4^+ , K^+ in Mg^{2+} vrnejo na prejšnje vrednosti po 6 mesecih, medtem ko za normalizacijo izmenljivi Ca^{2+} potrebuje ok. 2 leti. Gimeno-García in sod. (2000) so v študiji v suhem mediteranskem grmišču ugotovili, da se je koncentracija Ca^{2+} iona v tleh po požaru zmanjšala, najverjetneje zaradi izgub ob uničenju na organsko snov vezanega dela Ca. To je prispevalo k zmanjšanju kationske izmenjevalne kapacitete – KIK (od 17 do 19%). Nasprotno so na jugu Španije (Martínez-Murillo in sod., 2014) pod drevesi, grmovjem in

na golih tleh po gozdnem požaru opazili povečanje KIK v primerjavi z nepožganim delom.

Učinek požara na mikrohranila, npr. Fe, Mn, Cu, Zn, B in Mo je še manj znan, saj študij iz tega področja praktično ni. Gonzalez-Parra in sod. (1996) so ugotovili povečanje skupne količine Mn in reduciranega Mn po požaru, zahvaljujoč amorfnim in kristaliničnim oblikam Mn iz pepela. Podobno naj bi veljalo tudi za Fe, Cu in Zn. García-Marco in González-Prieto (2008) sta takoj po požaru izmerila manjšo količino Fe v tleh, podvrženih požaru. Količina Zn in Mn se je takoj po požaru dvignila, a se je po enem letu Mn spustil pod kontrolo, medtem ko je Zn padel na nivo kontrole. Zaradi prizadetosti mikroorganizmov ob požaru posledično pride tudi do spremembe dostopnosti hranil v tleh. Npr. v iglastem gozdu (Perry in sod., 1984) so si podrobneje ogledali učinek požara na kelatorje Fe^{3+} , ki jih sproščajo mikroorganizmi. Ker je bilo zaradi zmanjšanja števila mikroorganizmov teh kelatorjev, ki dovajajo Fe mikroorganizmom in rastlinam, manj, se je na požganih (pasteriziranih) tleh pri mladih rastlinah rodu *Psevdotsuga* pokazalo pomanjkanje Fe.

2.3.3 Učinki požara na organizme in biološke procese

Požar vpliva na vsa živa bitja znotraj njegovega obsega, v tleh pa najbolj spremeni aktivnost talnih mikroorganizmov.

Učinek požara na večje organizme v tleh (makrofavno) je v veliki meri odvisen od intenzitete, silovitost požara, ter tudi od lokacije teh organizmov ob požaru in vrste, podvržene požaru. Količina členonožcev lahko tudi po požaru zaradi odpornosti na močnejše požare ostane velika (Andersen in Müller, 2000). Študija v borovem gozdu na Švedskem poroča, da je smrtnost nevretenčarjev odvisna od količine organske snovi, ki je bila požgana (smrtnost je bila od 59-100 %). Tisti organizmi, ki so živeli globlje, so preživeli v večji meri kot tisti, ki so živeli v plasti opada. Večja mobilnost v tleh in debelejša kutikule pa so prispevale k večji zmožnosti za preživetje.

Količina in aktivnost mikrobne biomase je še en dejavnik, ki vpliva na nastanek in razgradnjo organske snovi v tleh. Ker je večina organske snovi locirana v prvih 2,5 cm tal in strmo upade z globino, ta visoko biološko aktivna plast ob požaru doživi največ sprememb. Diaz-Raviña in sod. (1992) so pokazali, da kar 70 % C, mineraliziranega ob požaru, izvira iz biomase mikroorganizmov. Takoj ali kratek čas po požaru niso opazili nobenih razlik v količini C iz biomase med nepožganim in požganim delom tal, medtem ko bi na dolgi rok lahko prišlo do upada C in N iz biomase, verjetno zaradi porabljenih hranil v tleh.

Požar oz. segrevanje tal lahko, če je zelo močno, začasno sterilizira zgornje dele substrata ter tako neposredno vpliva na velikost, aktivnost in vrstno sestavo mikrobne populacije. Po požaru se lahko tvorijo tudi toksične spojine, kot so poliklorirani dibenzop-dioksini, poliaromatski ogljikovodiki, dibenzofurani, ki lahko povečajo umrljivost talnih organizmov. Vnos oglja v tla pa lahko poveča aktivnost ektomikoriznih gliv, saj močno veže fenole, ki lahko zavirajo kalitev in rast. Lahko pa se v tleh obdržijo neaktivne oblike mikrobov, če so bili ti prej izpostavljeni stresu, kot je npr. suša. Učinki na mikroorganizme po požaru pa so odvisni od intenzitete in silovitosti požara. Znano je, da

bakterije v tleh prenesejo višje temperature kot glive, tako da se ob močnejših požarih razmerje med bakterijami in glivami spremeni v korist prvih. Na obseg učinka požara na mikrobnno populacijo lahko vpliva tudi vlažnost tal, saj je za uničenje nekaterih skupin bakterij v suhih tleh potrebno tudi do 210 °C, medtem ko vlaga v tleh lahko to temperaturo zniža na ok. 110 °C.

Bolj pogosti in bolj siloviti požari pa lahko zmanjšajo velikost in aktivnost mikrobne populacije. Delež N iz mikrobne biomase (mineraliziran po inkubaciji s kloroformom) je bil na ploskvah, ki so bile požgane vsako leto (Ojima in sod., 1994), manjši od kontrolnih ploskev, medtem ko na ploskvah, ki so bile požgane prvič po 20 letih, ni bilo statistično značilne spremembe N iz mikrobne biomase. Meritve respiracije tal (Andersson in sod., 2004) pa so pokazale, da je velika silovitost požara zaradi več goriva poskrbela za zmanjšanje mikrobne biomase, medtem ko naj bi majhna silovitost prispevala k povečanju mikrobne biomase, kar je pokazala interakcija med požarom in zeleno biomaso 12 dni po požaru. V nekaterih študijah se je velikost mikrobne populacije vrnila na raven pred požarom šele po 10 letih po požaru. Študije so pokazale tudi, da se v stresnih razmerah lahko zmanjša simbiotsko razmerje med rastlino in glivo (mikoriza). Zmanjšanje količine vezikularno-arbuskularnih mikoriznih gliv naj bi bilo povezano predvsem s temperaturo požara (Neary in sod., 1999).

Po požaru se lahko poveča fiksacija N (Jorgensen in Wells, 1971) in z njo dostopnost dušika. V večini stabilnih okolij je nitrifikacijskih bakterij iz rodov *Nitrosomonas* in *Nitrobacter* malo, najverjetneje zaradi velikega tekmovanja med rastlinami in inhibicije rasti zaradi prisotnosti alelopatskih spojin (terpeni, fenoli). Ker pa prek uničenja organske plasti pride tudi do izgube, izhlapevanja teh spojin, ob neobstoječi vegetaciji nitrifikatorji lahko oksidirajo dostopni NH_4^+ . Posredno lahko na povečano aktivnost mikroorganizmov vpliva velika količina pepela v tleh po požaru. Na dihanje tal lahko kemična sestava pepela učinkuje preko povečanja pH, spremembe topnosti organske snovi in povezanih mineralov v vodi ter dodatka dostopnih hranil za mikrobo v tleh. Ta »gnojilni« učinek so ljudje uporabljali od samih začetkov kmetijstva.

Manj siloviti, manj pogosti požari na talne organizme nimajo tako velikega vpliva, razen v zgornji plasti tal. Hitrost razgradnje organske snovi in aktivnost encimov se po bolj redkih požarih običajno ne spremenita. Ross in sod. (1997) so v tleh travišča na Novi Zelandiji, podvrženega požaru, ugotovili značilno zmanjšanje mikrobne C (23 % manj kot na kontrolnih ploskvah). Opazili so tudi, da se je količina mikrobne biomase zmanjšala v večji meri, kot pa količina organske snovi. Poleg tega so prek razlik v razmerju mikrobne C in N ter C in P sklepali tudi o spremembi sestave mikroflore v požganih tleh. Na prehodu iz travišča z zelo pogostimi požari pa do gozda, na katerem so požari redki, so Michelsen in sod. (2004) največje dihanje tal v deževni sezoni izmerili prav pri slednjih. Zanimivo pa je, da ni bilo povezave med substratno induciranim dihanjem (SIR) in mikrobno C ter intenziteto in pogostostjo požara, kar je pomenilo, da bolj intenzivni požari v stresu prilagojenih ekosistemih ne pomenijo nujno zmanjšanja mikrobne biomase.

2.3.4 Požari in NEE

Zaradi vpliva požara na vse zgoraj naštete dele ekosistema so neizogibne tudi spremembe v aktivnosti in produktivnosti ekosistema, z vidika izmenjave ogljika. Ob požaru samem se lahko iz tkiv organizmov v ozračje prenese velika količina C v obliki CO₂. Ta količina je odvisna od količine goriva, posledično pa od velikosti požara in njegove intenzivnosti. Zaradi defoliacije ali uničenja celotnih rastlin se fotosintetska komponenta NEE po požaru zelo zmanjša ali celo izgine. Zato ekosistemi, ki so podvrženi požarom, za določen čas postanejo neto viri CO₂. Ob močnejših požarih poleg nadzemnega dela vegetacije, odmre tudi del talne favne, zgori pa tudi organska snov v tleh. Tudi ti procesi vplivajo na tok ogljika v ekosistemu, predvsem se zmanjša respiracija, povečajo pa se emisije CO₂ zaradi zgorevanja organske snovi.

Zaradi ugodnih razmer, ki vladajo po požaru, pa si procesi v ekosistemu razmeroma hitro opomorejo. Ta čas je lahko od nekaj tednov, pa do nekaj let, odvisno od obsega požara in rastnih razmer v ekosistemu po njem. Pozitivni učinki požara, kot so povečanje količine hranil v tleh in izboljšane svetlobne razmere, prispevajo k hitri rasti vegetacije in posledično tudi povečani zalogi C. Ob enem se po določenem času po požaru ob ugodnih razmerah močno poveča tudi ponorna moč ekosistema.

Za NEE po požaru je v nekaterih ekosistemih pomembno tudi, če in na kakšen način se na pogorelem območju izvajajo sanacijske aktivnosti. Takšen primer je npr. sečnja dreves v pogorelih ali delno pogorelih gozdovih. Npr. emisija na območju borovega gozda, kjer so po požaru posekali in odpeljali vsa drevesa (Castro in sod., 2011), je bila okoli 174 μmol CO₂ m⁻²s⁻¹, medtem ko je bil del gozda, v katerem niso izvajali nobenih aktivnosti, v dnevnem času neto ponor CO₂, s 374 μmol CO₂ m⁻²s⁻¹.

Ponovna regeneracija ekosistema na predpožarno raven je z vidika ponorne moči precej odvisna od tipa vegetacije, ki uspeva na požganem območju in njene prilagojenosti na redno motnjo. Dnevni fluksi C v požganem gozdnem ekosistemu potrebujejo kar nekaj časa, da se vrnejo na isto raven, kot tisti iz gozda, ki ni bil podvržen takšni motnji. Amiro in sod. (2003) so ugotovili, da je ta čas v borealnih gozdovih Kanade med 20 in 30 let.

V primerjavi z gozdovi si travišča zaradi tipičnih lastnosti vegetacije v delih, ki so redno izpostavljeni požarom (Nano in Clarke, 2011), po požaru hitreje opomorejo. V traviščnih ekosistemih je preskok iz neto vira C v neto ponor C lahko tudi samo okoli 1 meseca po požaru (Suyker in Verma, 2003), seveda v odvisnosti od abiotičnih dejavnikov, kot so temperatura, vlaga tal (MacNeil in sod., 2008) ter tipa vegetacije in njene sposobnosti ponovne razrasti po požaru (Pausas in Vallejo, 1999).

2.3.5 Požari v kraških ekosistemih

Požari v mediteranskih ekosistemih, kamor spadajo tudi kraški ekosistemi, so pogost dejavnik, ki vpliva na rast in razvoj živih bitij na tem območju. V Sloveniji, kjer nadzirani požigi niso dovoljeni, prihaja do požarov največkrat zaradi udarov strel, še večkrat pa zaradi človeške dejavnosti in nepazljivosti (Ministrstvo za obrambo, 2014).

Naravna značilnost, pomembna za razvoj požarov, na Primorskem in Krasu je sušni stres, ki je povezan z močno poletno pripeko, z neenakomerno porazdelitvijo padavin in prepustnimi apnenčastimi tlemi, ki dovoljujejo hitro odtekanje vode v nižje plasti podlage. Zaradi tega je vegetacija predvsem v poletnih mesecih, pa tudi v sušnih spomladanskih mesecih, izpostavljena požarom. Poleg suše pa razmeroma stalna prevetrenost, značilna za kraško območje, še poveča hitrost in obseg širjenja požarov.

Preglednica 1: Požari v naravi (ha) v občini Hrpelje - Kozina v letih 2010 – 2013
Table 1: Wildfires (ha) in municipality Hrpelje - Kozina between years 2010-2013

Požari v naravi oziroma na prostem po posameznih vrstah v ha	2010	2011	2012	2013
Požari na gozdnih in grmovnih površinah	30,51	23,00	5,31	0,30
Požari na travniških površinah	1,00	14,21	12,10	9,60
Drugi požari v naravi oziroma na prostem		0,01	0,00	0,10
Skupaj	31,51	37,22	17,41	10,00

V slovenskem primorju in na Krasu so požari zelo pogosti. Območje Sežane je bilo v letu 2013 najbolj prizadeto v Sloveniji po številu požarov in njihovi površini (31,6 ha gozdne in 14,39 negozdne površine v letu 2013; Forest fires in Europe, Middle East and North Africa 2013, 2014), medtem ko je bilo v občini Hrpelje-Kozina več požarov leta 2010 in 2011 (skupno čez 30 ha/leto; Pregl. 1). Proučevani požari v naravi so povečini bolj ali manj uničili nadzemno vegetacijo. Tam, kjer so ostala posamična drevesa, so bila to listavci. Ugotovljeno je bilo namreč, da se drevesa črnega bora zaradi velike vsebnosti terpenov v smoli, ti imajo veliko energetske vrednosti, zaradi ožganosti niso sposobna obnoviti (Batič, 2001). Ta vrsta tudi nima sposobnosti obnavljanja iz panja, kot tudi ne iz koreninskih brstov. V nasprotnem primeru pa so pri večini samoniklih listavcev na tem območju te sposobnosti kar močno izražene. Puhasti hrast (*Quercus pubescens* Wild.), cer (*Quercus cerris* L.), črni gaber (*Ostrya carpinifolia* Scop.), mali jesen (*Fraxinus ornus* L.), pa tudi grmovne vrste (*Cotinus coggygria* Scop., *Frangula rupestris* (Scop.) Schur., *Prunus spinosa* L. itd.) imajo veliko sposobnost regeneracije iz korenin že prvo rastno sezono po požaru. Podobno je tudi pri večini hemikriptofitov in geofitov, predvsem tistih, ki imajo nadzemne dele aktivne skozi celotno rastno sezono. Samonikli listavci in zelnate trajnice kažejo na to, da so rastlinske vrste na kraškem območju dobro prilagojene na požare, ter da se vegetacija, če ni drugih motenj (npr. suša), hitro povrne v prvotno stanje pred požarom.

3 METODE

3.1 RAZISKOVALNA PLOSKEV

Študija regeneracije travišča po požaru je bila postavljena na območju Podgorskega krasa v submediteranskem delu Slovenije. Nadmorska višina na tej razmeroma ravni površini med Slavnikom in kraškim robom je od 420 do 500 m. Za območje so v zadnjih desetletjih značilni predvsem procesi zaraščanja kmetijskih površin, travnikov in pašnikov, izoblikovanih v prejšnjih stoletjih. Tu že od leta 2008 potekajo raziskave toka ogljika v zaraščajočem kraškem svetu (Eler in sod., 2013; Ferlan in sod., 2011; Plestenjak in sod., 2012). Z infrastrukturo za merjenje izmenjave ogljika med ekosistemom in atmosfero z atmosfero z metodo Eddy kovariance ter spremljanje ostalih mikrometeoroloških parametrov sta opremljeni dve raziskovalni ploskvi. Ena je na precej zaraščanem območju, kjer gozd oz. njegovi fragmenti zavzamejo 40 % površine, druga pa na bližnjem kraškem pašniku z deležem dreves pod 5 % površine, ki so ga v zadnjih desetletjih uporabljali za ekstenzivno pašo konj, ovc, oslov z obremenitvijo pod 0,25 GVŽ. Kraški pašnik je bil tudi prizorišče naših poskusov v okviru doktorske disertacije.

Tla so na Podgorskem krasu zaradi enotne geološke sestave dokaj homogena. Prevladujoč tip **tal** na tem področju je rendzični leptosol na paleogeni apnenčasti podlagi, v manjših depresijah, vrtačah pa se pojavljajo rjava pokarbonatna tla. Globina tal je zelo variabilna, saj lahko zemlje skoraj ni, lahko pa je zelo globoko v žepih med skalami oz. večjimi kamni. Kamnov je na tem območju kar okoli 50 % celotnega volumna tal v prvih 40 cm tal. V preteklosti (2-3 stoletja nazaj) se je plast tal zmanjšala zaradi dezertifikacijskih procesov, povezanih s pretirano pašo v kombinaciji z burjo. Zaradi povečini majhne globine tal je razmeroma majhna tudi zadrževalna sposobnost tal za vodo. Tla imajo glineno teksturo in so slabo založena s hranili, še posebno s fosforjem (0,64 – 2,20 mg/100g tal; Eler, 2007).

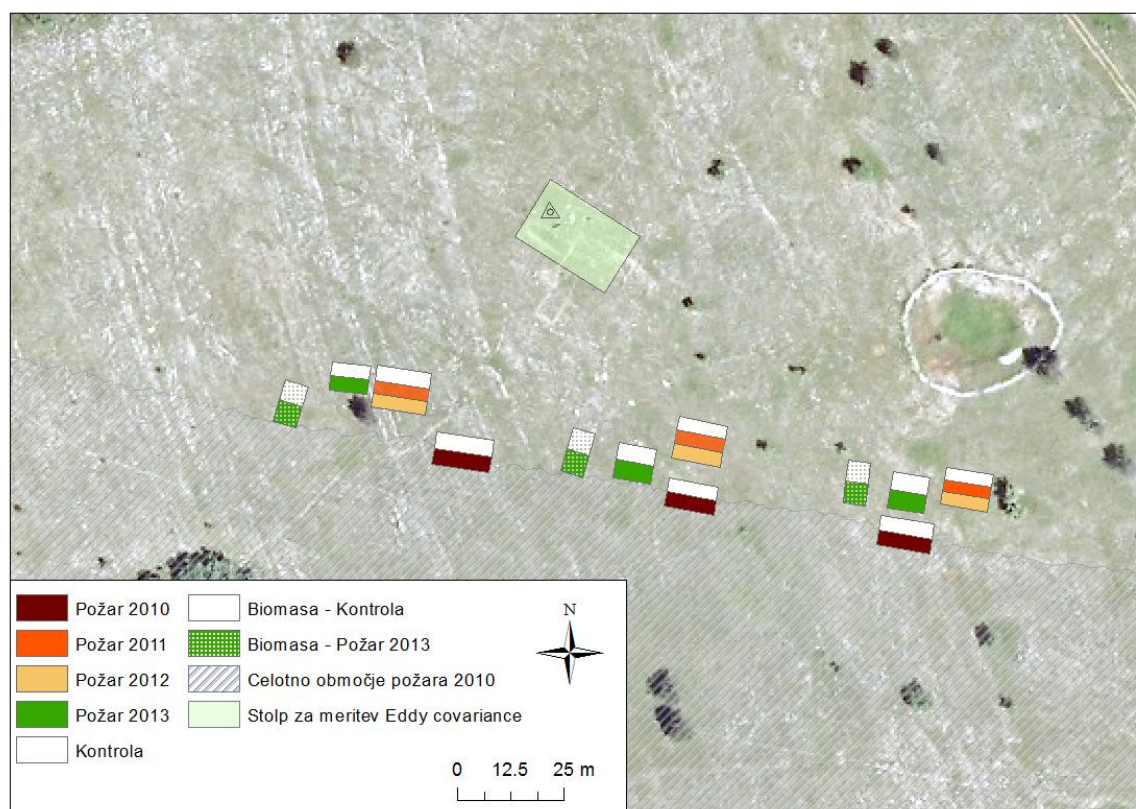
Zaradi pomanjkanja meteoroloških podatkov za daljše obdobje za lažjo predstavitev razmer na pašniku prikazujemo podatke iz stolpa za meritve toka ogljika po metodi Eddy kovariance (Ferlan in Simončič, 2012), ki potekajo že od leta 2008. **Podnebje** na tem področju je prehodno med submediteranskim in celinskim podnebjem. Glavna značilnost so vroča in suha poletja (povprečna temperatura julija je 21,8 °C) ter za to področje relativno hladne in mokre zime (povprečna temperatura januarja 2,4 °C). Povprečna količina padavin je bila 1270 mm, med leti 2009 in 2013 pa je bila 846 mm. Največ padavin pade med septembrom in majem, poleti pa prevladujejo posamezni padavinski dogodki. Na Podgorskem krasu je, kot drugod v tem delu Slovenije, značilen močan SZ veter, burja, ki pospešuje izhlapevanje vode in vpliva na erozijo tal.

Vegetacija

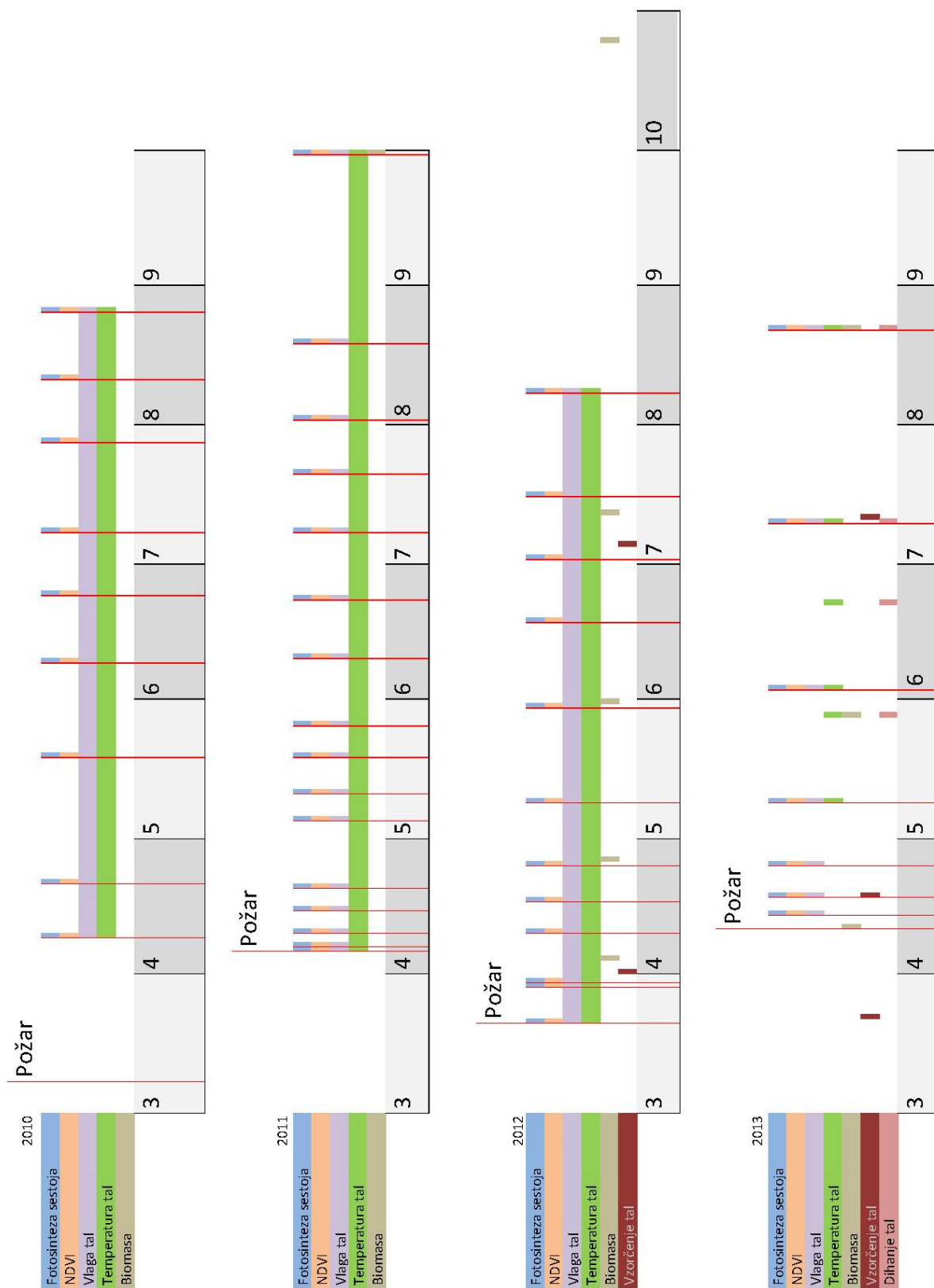
Na prevladujočih pašnikih, ki se še vedno obsežno zaraščajo, je sušni stres najbolj vplival na razvoj in sedanjo podobo vegetacije. Vegetacija razreda Festuco-Brometea je izrazito bazifilna in jo najdemo predvsem na apnencu in dolomitu, pogosto tudi na flišni podlagi. Travišče na raziskovalni ploskvi lahko uvrstimo v najpogostejšo zvezo na tem področju, Saturenion subspicatae (Kaligarič, 1997). Za to vegetacijo so značilni kserotermni sestoji kamnitih, delno razgaljenih tal, ki jim ustrezajo primitivna, plitka tla bazične reakcije.

Zaradi znanih lastnosti apnenca se tla močno segrevajo, kar posledično privede tudi do suše in velike temperature rastišča. Najbolj razširjene traviščne vrste na tem območju so pokončni stoklasec (*Bromopsis erecta* (Huds.) Fourr.), nizki šaš (*Carex humilis* Leys.), peresasta bodalica (*Stipa eriocaulis* Borb.), skalni glavinec (*Centaurea rupestris* L.), Tommasinijev petoprstnik (*Potentilla tommasiniana* F.W.Schultz.), pravi ranjak (*Anthyllis vulneraria* L.), ozkolistna lakota (*Galium corrudifolium* Vill.) in gorski vrednik (*Teucrium montanum* L.).

Na raziskovalni ploskvi »Pašnik«, v bližini stolpa za meritve po metodi Eddy kovariance, so bili med leti 2010 in 2013 opravljeni 4 poskusi (Slika 3). Točna lokacija poskusov je razvidna iz slike 3, aktivnosti v okviru posameznega poskusa pa iz slike 4 in iz preglednice 2. Skupno vsem poskusom je bilo, da smo v njih proučevali učinek požara, tako, da smo vsako leto, razen v letu 2010, ko se je požar razširil iz bližnje železnice (del območja prikazan na sliki 3), v pomladanskem času izvedli kontroliran požig manjših poskusnih ploskvic (velikosti ca 15 m²). V posameznih letih smo poleg učinkov požara proučevali še druge dejavnike. V okviru poskusov so bile izvedene različne aktivnosti, meritve in analize, ki so povzete v preglednici 2 in sliki 4, podrobneje pa so opisane v nadaljevanju.



Slika 3: Postavitev poskusov na raziskovalni ploskvi Pašnik
Figure 3: Experiment set-up on "Pašnik" research site



Slika 4: Časovni pregled aktivnosti na raziskovalni ploskvi Pašnik
 Figure 4: Timeline display of activities on "Pašnik" research site

Preglednica 2: Aktivnosti na raziskovalni ploskvi
Table 2: List of activities performed on the research site

Poskus	Proučevani dejavnik(i)	Datum požara/požiga	Trajanje poskusa	Meritve aktivnosti in produktivnosti vegetacije	Meritve v tleh	Analize mineralnih hranil	Ostale aktivnosti in meritve
2010	požar	8.3.2010	9.4.2010 – 26.8.2010	Fotosinteza sestoja NDVI Vzorčenje biomase: 26.8.2010	Temperatura tal Vlaga tal		
2011	požar	6.4.2011	6.4.2011 – 30.9.2011	Fotosinteza sestoja NDVI Vzorčenje biomase: 30.9.2011	Temperatura tal, Vlaga tal		
2012	Požar/paša Požar po enem letu	29.3.2012	29.3.2012 – 8.8.2012	Fotosinteza sestoja NDVI Vzorčenje biomase: 4.4.2012, 26.4.2012, 31.5.2012, 12.7.2012, 25.10.2012	Temperatura tal, Vlaga tal	Analize skupnega C, N, mineralnega C, rastlinam dostopnega P in K, pH; Datumi vzorčenja: 1.4.2012, 5.7.2012, 22.3.2013	Ograditev dela ploskev, analiza pepela
2013	Požar	11.4.2013	11.4.2013 – 22.8.2013	Fotosinteza sestoja NDVI Tehtanje biomase: 11.4.2013, 28.5.2013, 22.8.2013	Temperatura tal, Vlaga tal, analize talnih vzorcev, dihanje tal	Analize skupnega C, N, S, mineralnega C, rastlinam dostopnega P in K, pH; Datumi vzorčenja: 18.4.2013, 11.7.2013	Meritve temperature ognja

3.1.1 Poskus 2010

Na Podgorskem krasu je bližini raziskovalne ploskve »Pašnik« 8. marca 2010 izbruhnil požar. Vir vžiga je bil vlak na bližnjih železniških tirih. Požar se je širil z vetrom in je zajel okoli 40-50 ha površin, večinoma travišča in nekaj gozda. Takšni površinski požari so v okolici reden pojav, značilni pa sta hitro širjenje in majhna intenzivnost.

9. aprila smo na robu požara, v bližini raziskovalne postaje za meritve Eddy kovariance, izbrali 3 merilne parcele, v katerih je bila zajeta požgana in kontrolna, nedotaknjena površina (3). Na vsakem delu, požganem in kontrolnem, smo izbrali 3 točke merjenja (skupno torej 9), kjer smo kasneje, v približno 2-tedenskih intervalih izvajali meritve izmenjave CO₂ in ostalih parametrov, meritve talne vlage in temperature pa so potekale kontinuirano. Meritve smo opravljali od 9. aprila do 26. avgusta 2010. Ob koncu merilnega obdobja smo na ploskvah ob poskusni ploskvi vzorčili tudi biomaso.

3.1.2 Poskus 2011

Poskus v letu 2011 in nadaljnji poskusi so vključevali kontroliran požig. Na raziskovalni ploskvi smo označili 3 poskusne parcele velike približno 5 x 10 m. Ploskve smo postavili v bližino tistih iz leta 2010. Vsako ploskev smo razdelili na 2 dela: na del, ki smo ga požgali, in na del, ki smo ga pustili nedotaknjene kot kontrolo (Slika 3).

9. aprila smo polovico parcel kontrolirano požgali. Na vsakem delu parcele smo tekom rastne sezone izvajali enake meritve kot leto prej.

Na ploskvi poleg poskusnih parcel smo vzorčili tudi biomaso na travišču v določenem terminu, odvzem biomase smo opravili nekajkrat v merilni sezoni.

3.1.3 Poskus 2012

Tudi leta 2012 smo tako kot leta 2011 požar povzročili umetno s kontroliranim požigom. Tokrat smo aktivnosti izvajali na ploskvah, ki smo jih določili leta 2011, in sicer smo ohranili kontrolne parcele in parcele, požgane leta 2011 (za ugotovitev dolgoročnega vpliva požara na travišče), poleg njih pa smo označili še dodatno parcelo, namenjeno požigu v tem letu (Slika 4). Za ugotovitev učinka paše na regeneracijo vegetacije smo nato polovico vsakega dela ogradili ter tam onemogočili pašo konjev. Na vsakem delu ploskev smo označili 2 merilni mesti za merjenje izmenjave CO₂.

29. marca smo nadzorovano požgali ploskve, označene tega leta. Po požaru smo nato v približno 2-tedenskih razmikih opravljali meritve izmenjave CO₂ in spremljajoče meritve. Poleg vseh meritev, ki smo jih opravljali že leto prej, pa smo dodatno v tem letu opravili še analize pepela požgane vegetacije in talnih vzorcev, ki smo jih pobrali 3x v sezoni.

Na ploskvi poleg poskusnih parcel smo tudi tokrat vzorčili biomaso na travišču v določenem terminu, odvzem biomase smo opravili nekajkrat v merilni sezoni.

3.1.4 Poskus 2013

Z meritvami smo v letu 2013 začeli takoj po požigu dela ploskev. Tokrat smo na raziskovalni ploskvi določili 3 pare parcel, ki so bile v neposredni bližini tistih iz leta 2011 in 2012. Ploskve smo razdelili na kontrolni in požgani del, ki smo ga 1.4.2013 nadzorovano požgali. Na vsakem delu smo določili 3 merilna mesta, na katerih smo izvajali meritve izmenjave CO₂. Na ploskvah smo opravljali iste meritve kot leto prej, vključno z analizami talnih vzorcev.

V tem letu smo v bližini ploskev za merjenje izmenjave CO₂ označili še 3 pare ploskev za kvantitativno določitev biomase. Tudi tam smo en del požgali, enega pa pustili kot kontrolnega. Tekom merilne sezone smo nato ugotavljali količino prisotne zelene biomase na požganem in kontrolnem delu travišča, dodatno pa smo ločili zelinje po funkcionalnih skupinah.

3.2 POŽIG

Na raziskovalni ploskvi smo 3 leta zapored (2011-2013) požgali del označenih parcel, leta 2010 je požar povzročil vlak. Požigi so se vedno dogajali spomladi, ob pričetku rastne sezone vegetacije. V tem času je na travišču tudi velik delež suhe, lahko vnetljive biomase, skupna količina goriva pa je vseeno majhna. Označene parcele smo požgali, ko je bilo travišče suho, požgali pa smo ga v nasprotni smeri vetra. Požar smo omejili z močenjem roba parcele (Sliki 5 in 6).



Slika 5: Požiganje poskusnih ploskvic
Figure 5: Burning of the experimental plots

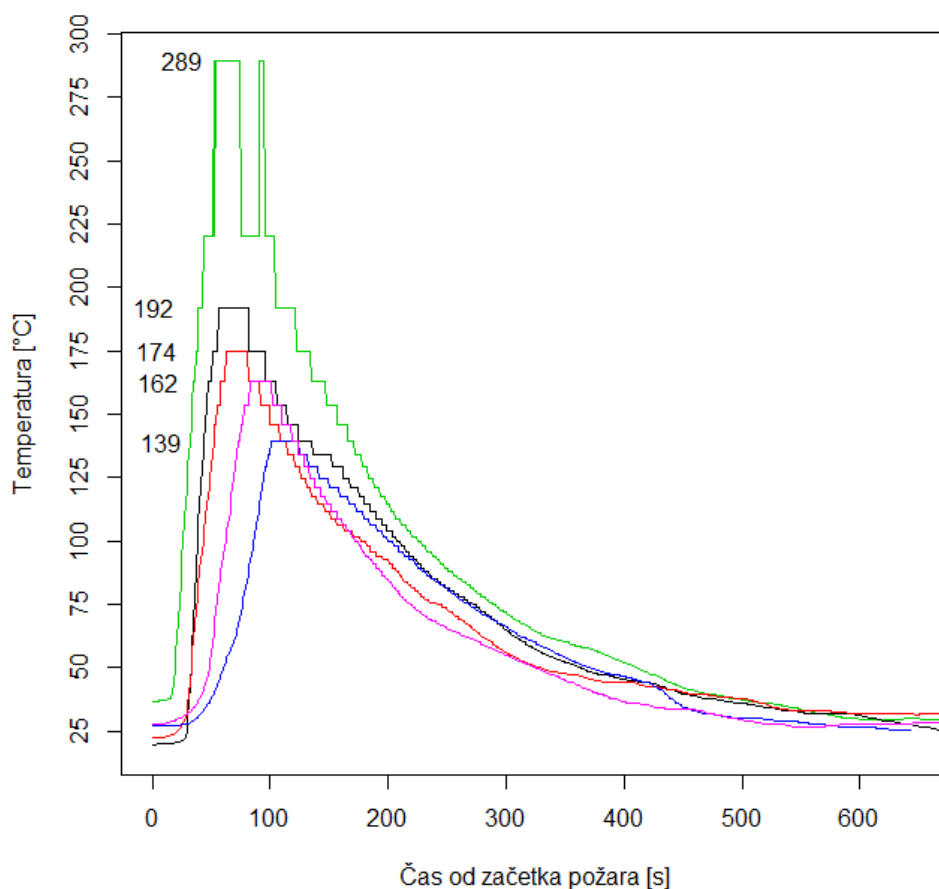


Slika 6: Požgana ploskvica z merilnikom vlage in temperature tal

Figure 6: Burned area, equipped with soil temperature and moisture probes and logger

Med požigom leta 2013 smo spremljali tudi temperaturo na 5 cm. To smo naredili tako, da smo 5 cm nad površino parcele pred požigom postavili senzor za merjenje temperature, kabel pa je bil zaščiteno s silikonsko cevko. Med napredovanjem požara smo nato vsako sekundo merili temperaturo zraka. Z meritvijo smo končali, ko smo menili, da je bila temperatura spet na ravni okoljske.

Kot je razvidno iz slike 7, je temperatura hitro narasla iz okoljske in v povprečju dosegla 192 °C, najnižja maksimalna temperatura je bila 139 °C, najvišja pa 289 °C. Temperatura je nazaj na raven okoljske padala okoli 10 min.



Slika 7: Temperatura požara, merjena petkrat na 5 cm nad tlemi
Figure 7: Fire temperature, measured 5 times at 5 cm above ground

3.3 MERITVE AKTIVNOSTI IN PRODUKTIVNOSTI VEGETACIJE

3.3.1 Fotosinteza sestaja

Glavni del meritev so predstavljale meritve fotosinteze sestaja s prenosnim analizatorjem H₂O in CO₂ Li6400 (Licor Inc., Lincoln, NE, ZDA). Za ta namen smo iz pleksi stekla naredili zaprto dinamično komoro za merjenje izmenjave CO₂ med rastlinskim pokrovom in atmosfero (Slika 8). Površina cilindrične komore je 0,0708 m², volumen komore pa je 0,0264 m³. Komora je povezana z infrardečim IRGA detektorjem, ki meri koncentracijo CO₂ v zraku. V komori je po obodu valja nameščena perforirana cev, ki zagotavlja učinkovitejše mešanje zraka v komori.



Slika 8: Prozorna komora, povezana z analizatorjem LI6400 (Licor Inc., Lincoln, NE, ZDA).
Figure 8: Canopy chamber linked to LI6400 gas analyzer (Licor Inc., Lincoln, NE, ZDA)

Meritve fotosinteze sestoja smo izvajali v opoldanskem času v sončnem vremenu, saj smo bili prepričani, da merimo maksimalno fotosintezo rastlin. Pri izvajanju meritve smo na označeno parcelo položili dobro prezračeno komoro in začeli z beleženjem koncentracije CO₂ v komori. Meritev je trajala 180 s, s 3-sekundnim intervalom beleženja podatkov. Po končani meritvi smo komoro dvignili, jo prezračili in prestavili na naslednje označeno mesto.

Spremembo koncentracije CO₂ v času smo izračunali po metodi najmanjših kvadratov, kjer naklon premice $y = kx + n$ predstavlja sprememba koncentracije CO₂, ki je lahko pozitivna ali negativna. V izračun spremembe koncentracije smo vključili čas merjenja s komoro od 15 do 80 s, saj pred tem časom zrak znotraj komore še ni dovolj premešan, po tem času pa so se pojavili t.i. učinki komore, to so povečevanje temperature, vlage ozračja,...

Za končni izračun toka ogljika smo uporabili enačbo:

$$FF = V/A * \Delta[CO_2] / \Delta t * P_0 / (R * (T_0 + 273,14)) \quad \dots(4)$$

kjer FF predstavlja tok C, V volumen komore, A površino komore, P₀ in T₀ sta zračni tlak in temperatura na začetku merjenja, R pa je plinska konstanta.

Z meritvami s prozorno komoro smo dobili vrednosti neto izmenjave CO₂ med travno rušo in ozračjem (NE). Negativne vrednosti NE odražajo, da fotosinteza po velikosti (absolutni spremembi koncentracije CO₂) presega procese dihanja rastlin in tal, ter

svetlobnega dihanja fotosintetsko aktivnega dela travne ruše. Pozitivne vrednosti NE odražajo neto izgubo CO₂ v ozračje.

Po meritvah s prozorno komoro smo na istih parcelah izvedli še meritve z zatemnjeno komoro, kar smo dosegli s prekritjem komore s tkanino, ki ne prepušča svetlobe in zato onemogoči fotosintezo. Tako smo lahko na istih mestih izmerili še dihanje ekosistema, ki ga v rezultatih označujemo z R_{eco}, zavedamo pa se, da je meritev opravljena na zelo majhni prostorski skali in zato ne predstavlja dihanja celotnega ekosistema. Meritev smo prav tako kot meritve fotosinteze izvajali 180 s, z vmesnim odzračevanjem komore. Zaradi časa mešanja in vplivov komore smo za izračune prav tako upoštevali interval merjenja od 15 do 80 s.

Velikost dihanja smo matematično ovrednotili na podoben način kot NE.

3.3.2 Kvantitativno določanje količine biomase

Na parcelah, ločenih od merilnih parcel, smo večkrat v letu odstranili biomaso z namenom preučevanja količine biomase na travišču tekom sezone. Na parcelah, označenih za vzorčenje biomase, smo na naključnih mestih površine 0,25 m² s škarjami porezali vse nadzemne dele vegetacije. Iz teh vzorcev smo nato ločili zeleno in suho zelinje. Vzorce smo posušili in nato stehali. Z odvzetimi vzorci smo dobili oceno količine zelene in suhe biomase na površini v času vzorčenja.

V letu 2013 smo tudi parcelo, namenjeno odvzemu vegetacije, razdelili na dva dela in en del požgali. Tako smo lahko spremljali hitrost regeneracije vegetacije po požaru. Zeleno biomaso smo tokrat ločili še po specifičnih funkcionalnih skupinah, in sicer na trave, travam podobne rastline, hamefite in ostalo vegetacijo.

3.3.3 Meritve NDVI

NDVI (normiran diferencialni vegetacijski indeks, ang. *Normalized Difference Vegetation Index*) je način za oceno količine žive biomase (Glenn in sod. 2008). S tem indeksom lahko ugotovimo ali ruša merjene ploskve vsebuje žive rastline in koliko jih je. NDVI se običajno meri s sateliti z vesolja, obstajajo pa tudi prenosne naprave, s katerimi lahko te meritve izvedemo na manjši površini, z večjo prostorsko ločljivostjo. Ena takih je tudi Cropscan MSR87 (Cropscan, Inc, Rochester, NE, ZDA), ki smo ga uporabljali pri našem poskusu. Naprava meri količino svetlobe v rdečem območju vidnega spektra (R) in bližnjem-infrardečem območju (NIR), ki prihaja od sonca, ter svetlobo istih valovnih območij, ki se odbija od površine tal. Rastline za svoje delovanje (fotosinteza) uporabijo samo svetlobo v vidnem delu spektra, medtem ko svetlobo blizu infrardeče svetlobe rastline odbijejo. Zato je enačba za izračun NDVI naslednja:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{R}) / (\text{NIR} + \text{R}) \quad \dots(5)$$

V našem poskusu smo ob vsaki meritvi fotosinteze sestoja izvedli še meritev NDVI.

3.4 MERITVE IN ANALIZE, POVEZANE S TLEMI

3.4.1 Meritve vlage in temperature tal

N vsaki ploskvi smo 5 cm globoko v tleh spremljali količino talne vode (ang. soil water content - SWC). V tla smo na začetku meritev vstavili senzorje talne vlage (EC-5, Decagon Devices Inc., Pullman, WA, ZDA). Surove vrednosti, pridobljene v meritvah, smo nato pretvorili v SWC s pomočjo enačbe za mineralna tla (Decagon Devices Inc. 2012, Pullman, WA, ZDA).

Poleg kontinuiranih meritev SWC pa smo ob izvajanju rednih meritev fotosinteze sestoj (v pribl. 2-tedenskih intervalih) izmerili vlago v tleh še s prenosnim vlagomerom (SM200, povezan s HH2, Delta-T Devices Ltd., Cambridge, Velika Britanija).

Temperatura tal (T_s) na požganih in kontrolnih ploskvah je bila merjena kontinuirano na 2 cm globine s senzorji za temperaturo tal (DS18B20, Maxim Integrated, San Jose, CA, ZDA).

Podatki o temperaturi in vlagi tal so bili beleženi vakih 30 min in zapisani v zapisovalnike podatkov (Ferlan in Simončič, 2012)

3.4.2 Meritve dihanja tal

V letu 2013 smo poleg meritev toka ogljika iz/v celotni rastlinski pokrov na istih požganih in kontrolnih ploskvah opravljali tudi meritve dihanja tal.

Tok CO_2 iz tal oz. dihanje tal je pomemben dejavnik v kroženju ogljika in velik pokazatelj izmenjave CO_2 med talnimi organizmi in koreninami rastlin ter atmosfero. Z meritvami dihanja tal preučujemo in ocenjujemo velikost glavnih ekosistemskih procesov, ki vključujejo metabolno aktivnost, obstoj in dekompozicijo rastlinskih ostankov in pretvorbo talnega organskega ogljika v CO_2 (Guner in sod., 2010).

Za merjenje izmenjave CO_2 med tlemi in atmosfero smo uporabili zaprto dinamično komoro za merjenje dihanja tal (6400-09), povezano s plinskim analizatorjem Li 6400 (oboje Licor Inc., Lincoln, NE, ZDA). Merili smo na označenih ploskvah, iz katerih smo pred meritvami odstranjevali vse nadzemne dele vegetacije. Za boljši stik med tlemi in komoro smo v tla vstavili ovratnike iz PVC cevi ustrezne dimenzije. Ob začetku merjenja smo komoro položili na tla in jo izpostavili okoljski koncentraciji CO_2 . Ko se je vrednost ustalila, smo jo v programu določili kot tarčno vrednost. Poleg tega pa smo določili tudi koncentracijo CO_2 , od katere je aparat začel in vrednost, pri kateri je končal z beleženjem vrednosti (delta). Komoro smo v nadaljevanju položili na merilno mesto ter na aparatu zagnali program merjenja, ki je v treh zaporednih ciklih beležil čas povečevanja koncentracije CO_2 znotraj komore do tarčne vrednosti. Pred vsakim ciklom se je v komori koncentracija CO_2 zaradi vezave na granule $\text{Ca}(\text{OH})_2$, KOH in NaOH , ki ga vsebuje merilna naprava, avtomatsko zmanjšala na določeno koncentracijo CO_2 . Pred vsako

meritvijo pa smo v tla na globino 10 cm vstavili tudi sondo, s katero je aparat med meritvijo dihanja tal meril in beležil temperaturo tal.

Po zaključku meritve na vsaki merilni ploskvi je program sam s pomočjo metode najmanjših kvadratov določil naklon premice $y = kx + n$ in zabeležil tok ogljika iz tal.

Meritve dihanja tal smo od 28.5.2013 do 22.8.2013 opravljali v enakih razmikih kot meritve fotosinteze sestoja.

3.4.3 Analize talnih vzorcev

V letu 2012 in 2013 smo v določenih terminih vzorčili tla. Prvo vzorčenje je potekalo takoj po požigu, drugo na vrhuncu rastle sezone, tretje pa približno 1 leto po požaru. Vsako poskusno parcelo smo razdelili na 3 dele. Na vsakem delu smo nato na 3 mestih pobrali vzorce tal do globine 5 cm. Te 3 vzorce smo nato združili in jih obravnavali kot enega. Tako smo na 1 parceli dobili 3 združene vzorce.

3.4.3.1 Priprava vzorcev

Tla iz raziskovalnih ploskev smo takoj po vzorčenju prenesli v laboratorij, kjer smo jim odstranili korenine in večje kamne. Vzorce smo nato posušili na sobni temperaturi. Suhe vzorce smo zmleli s keramičnim terilnikom, presejali skozi sito s premerom odprtin 2 mm in spravili v označene prahovke.

Vzorcem tal smo v nadaljevanju z laboratorijskimi analizami izmerili vlago, pH, vsebnost skupnega C, N in S, vsebnost karbonatov in rastlinam dostopnega P in K. računsko smo izračunali količino organskega C in humusa v tleh.

3.4.3.2 Določitev vlage vzorcev

Vlago smo vzorcem izmerili gravimetrično (ISO 11465, 1993) s segrevanjem vzorca na 105 °C v vlagomeru z IR grelcem (MA 45, Sartorius, Göttingen, Nemčija).

3.4.3.3 pH

Reakcijo tal smo ugotajali z elektrometrično meritvijo aktivnosti H^+ ionov v suspenziji tal z raztopino 0,01 mol/l kalcijevega klorida v volumskem razmerju 1:5 (ISO 10390, 1994). Vzorce smo prelili s suspenzijo, premešali, da se tla dobro omočijo, in stresali na rotacijskem stresalniku 1h. Pred meritvijo smo vzorce pustili stati še 1h. Suspenzijo smo premešali in pomerili pH v usedajoči suspenziji. Za meritve pH smo uporabili avtomatski pH meter (Titrimo, Metrohm, Švica) z avtomatskim podajalnikom vzorcev.

3.4.3.4 Skupni C, N, S

Količino skupnih C, N in S smo izmerili po metodi suhega sežiga vzorca (cca. 0,2 – 0,5 g) pri 1350 °C in IR (CO_2 in SO_2) oz. termoprevodnostno (NO_x) analizo sežignih plinov (ISO 10694, 1995, ISO 13878, 1998, ISO 15178, 2000). Meritve smo izvedli z elementnim analizatorjem (CNS-2000, LECO, St. Joseph, MI, ZDA).

3.4.3.5 Vsebnost karbonatov

Vzorci smo prelili s HCl v zaprtem sistemu in nato izmerili volumen sproščenega plina – CO₂. (ISO 10693, 1995). Uporabili smo Scheiblerjev kalcimeter (Eijkelkamp, Giesbeek, Nizozemska).

3.4.3.6 Organski C

Vsebnost organskega C smo izračunali z indirektno metodo (skupni C, dobljen s CNS analizo – (minus) mineralni C, dobljen s kalcimetrom; enačba 5):

$$\text{Tot C} - \text{Min C} = \text{Org C} \quad \dots(6)$$

3.4.3.7 Humus

Tudi za količino humusa smo uporabili računsko metodo: Org C x 1,724.

3.4.3.8 Rastlinam dostopni P in K

Analizo rastlinam dostopnega P in K smo izvedli po standardu ÖNORM L 1087, 1993. Suspenzijo 5 g tal in 100 mL raztopine kalcijevega acetata in laktata smo stresali 2 h na stresalniku (180 min⁻¹) in kasneje vzorce filtrirali. V filtratu smo pomerili količino rastlinam dostopnega K z atomsko emisijsko spektrometrijo (SpectrAA DUO 240 FS/Z z avtomatskim podajalnikom vzorcev, Varian Inc., Palo Alto, CA, ZDA) pri valovni dolžini 766,5 nm. Za določitev P smo filtratu dodali amonijev heptamolibat in kalijantimonov (III)-oksidtartrat. Po 15 min se je razvila modra barva, ki je obstojna vsaj 4 ure. Absorbanco smo pomerili na UV-Vis spektrometru (Cary 50, Varian Inc., Palo Alto, CA, ZDA) z avtomatskim podajalnikom vzorcev) pri valovni dolžini 660 nm.

3.4.4 Analiza pepela

Leta 2012 smo poleg ostalih meritev opravili tudi simuliran požig vegetacije z namenom kasnejše analize pepela. Na dan, ko smo opravili preostale kontrolirane požige, smo na 5 različnih mestih v okolici merilnih ploskev porezali vso vegetacijo in jo spravili v vreče. Vzorce smo stehali. Nato smo jo razgrnili na negorljivo površino in jo zažgali. Pepel smo nato zbrali in tudi tega stehali, da bi izvedeli, kakšna je količina pepela na enoto sveže biomase.

Vzorcem pepela smo tako kot talnim vzorcem po zgoraj omenjenih metodah v laboratoriju izmerili pH, vsebnost skupnega C, mineralnega C, skupnega N ter rastlinam dostopnega P in K.

3.5 STATISTIČNA OBDELAVA PODATKOV

Spremembe v poteku izmenjave C skozi čas smo opisali s pomočjo opisne statistike.

Poteke NE in R_{eco} različnih obravnavanj smo primerjali z uporabo parnega t-testa. Za ugotavljanje korelacije med tokom C in NDVI na požganih in kontrolnih površinah smo uporabili metodo multiple linearne regresije. Razlike med NE in NDVI smo opisali s

tremi modeli: Model 1 (regresija NE proti NDVI za obe obravnavanji skupaj), Model 2 (premici z enakim naklonom) in Model 3 (ocenjevanje interakcije med NDVI in obravnavanjem), ki smo jih na vsakem koraku primerjali z delnim F-testom. Enak postopek smo izvedli tudi za ugotavljanje korelacije med biomaso (zelenim in suhim delom) ter NDVI leta 2013.

Za primerjavo podatkov analiz tal v letu 2012 smo zaradi neenakosti varianc uporabili Kruskal-Wallis-ov test na rangih. V letu 2013 pa smo razlike med obravnavanji preverjali z uporabo t-testa.

Vse izmerjene podatke smo obdelali s programom in R 2.14 (R: A language and environment..., 2011), kjer je sledila tudi statistična obdelava podatkov.

5 REZULTATI

5.1 POSKUS 2010

5.1.1 Vremenske razmere in temperaturne razmere na površini raziskovalnih ploskev (Poskus 2010)

V letu 2010 je bilo v marcu in aprilu zelo malo padavin (31 mm in 37 mm), večji padavinski dogodki pa so sledili v maju (142 mm). V primerjavi s povprečjem v letih od 2009 do 2013 je bila skupna količina padavin tega leta kar velika (1226 mm). Povprečne temperature zraka so bile najvišje v juliju in avgustu (ok. 22 °C), marca je bila povprečna mesečna temperatura ok. 7 °C.

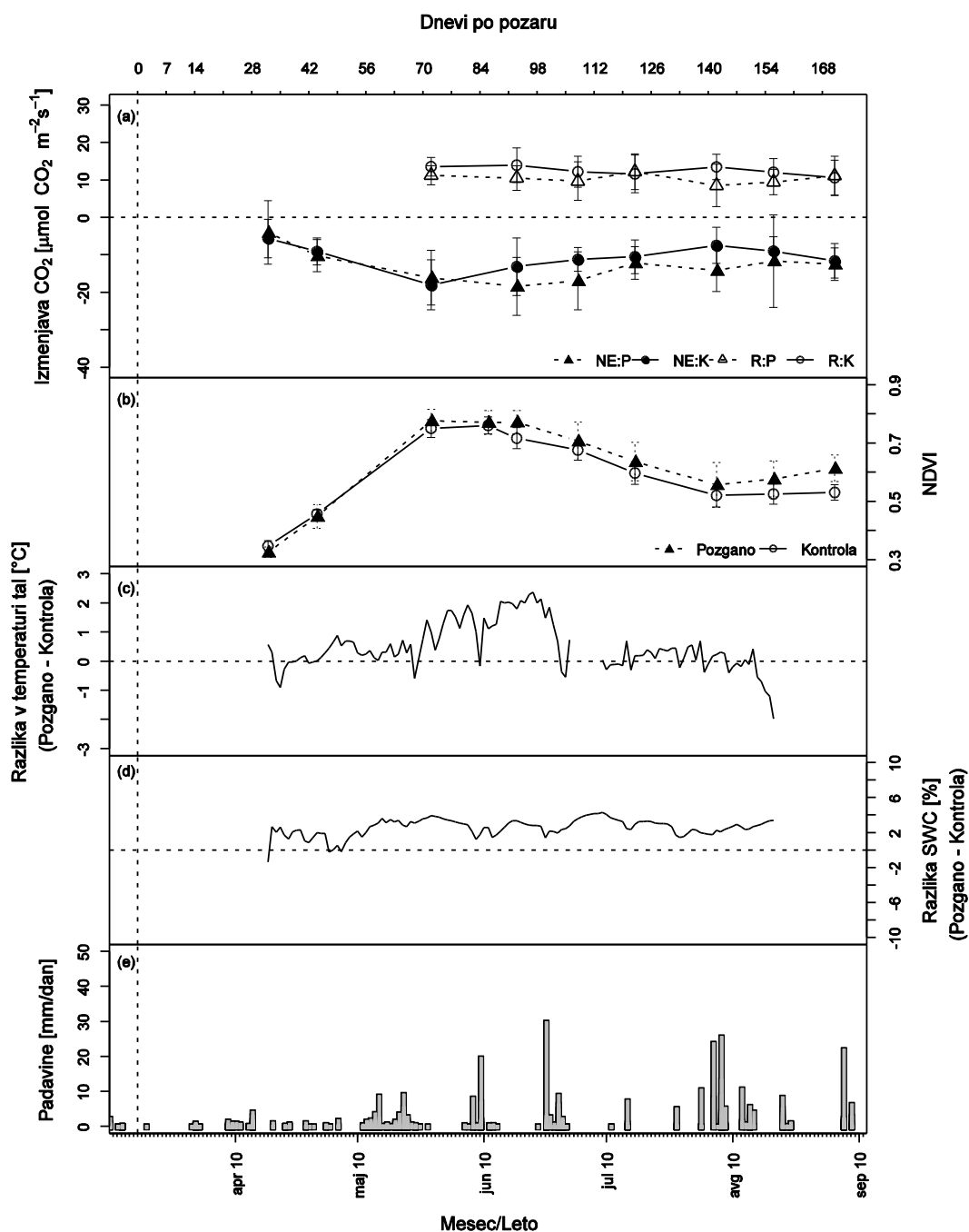
Razlika med temperaturo tal požganih in kontrolnih ploskev je bila mesec po požaru zelo majhna, kar lahko pojasnimo z dejstvom, da je ta čas prevladovalo večinoma oblačno vreme in je bila posledično zmanjšana radiacija. V maju in juniju je bila temperatura tal (T_s) na požganih ploskvah tudi za 2 °C večja od tiste na kontrolnih ploskvah. Ta razlika se je med tremi večjimi padavinskimi dogodki v tem obdobju zmanjšala. Kasneje, poleti, so bile vrednosti T_s požganih in kontrolnih ploskev zelo podobne. Vlaga v požganih tleh je bila skozi celotno merilno obdobje večja od kontrolne. Razlika se je zmanjšala le ob velikih padavinskih dogodkih.

5.1.2 Meritve aktivnosti in produktivnosti vegetacije (Poskus 2010)

Fotosinteza sestoja

Tok ogljika je bil na požganih in na kontrolnih ploskvah že od začetka meritev negativen. To kaže na neto ponor CO_2 v ekosistemu. Kot je razvidno iz slike 8, so bili fluksi pri obeh obravnavanjih skozi celotno merilno obdobje precej podobni, čeprav je parni t-test pokazal statistično značilne razlike med poteki C tokov med požganim in kontrolnim obravnavanjem ($p = 0,04$). Manjše razlike pa so opazne v poznejših mesecih meritev (Slika 9a). NE vrednosti kontrolnih obravnavanj so se manjšale do maja 2010 ($-18,04 \pm 7,74 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$), pri požganih obravnavanjih pa se je ponorna aktivnost večala vse do junija 2010 ($-18,43 \pm 7,74 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$), ko so fluksi CO_2 požganih ploskev presegli kontrolne.

Sezonski potek respiratornega toka (R_{eco}) je bil presenetljivo podoben pri obeh obravnavanjih (Slika 9a), ob tem pa so bile vrednosti tudi ves čas zelo stabilne (ok. $10 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Tudi tu je parni t-test pokazal statistično značilne razlike med potekom fluksov pri požganih in kontrolnih ploskvah ($p = 0,02$).



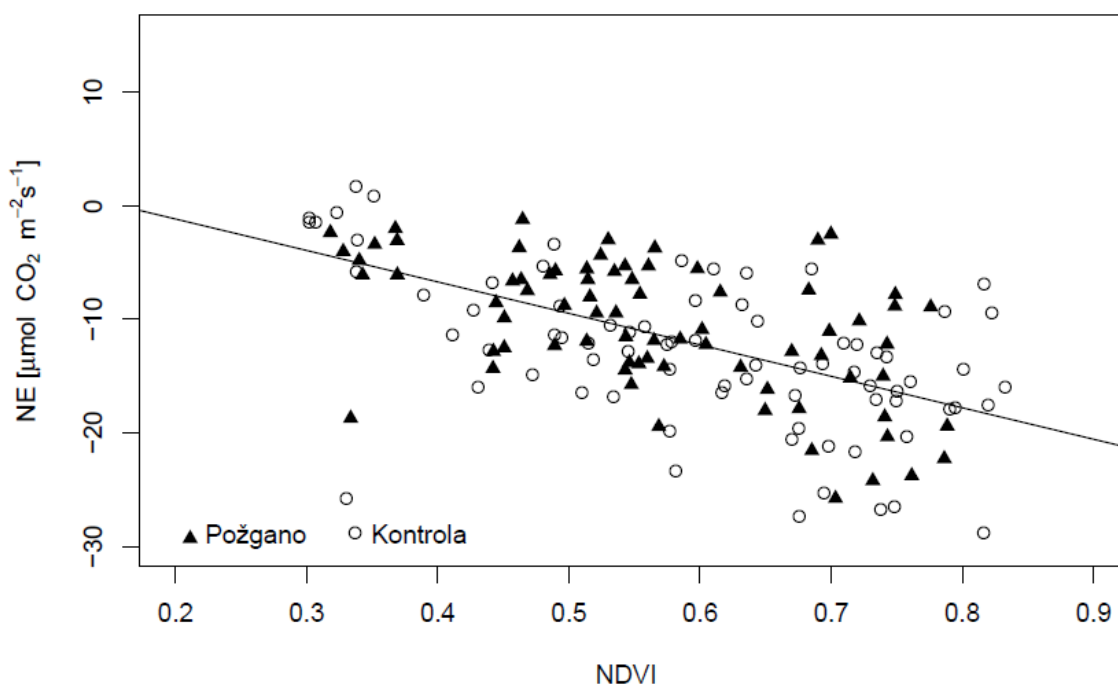
Slika 9: (Poskus 2010) Časovni potek: (a) meritve fotosinteze sestojta: neto izmenjava C (NE, polni simboli) in ekosistemske respiracije (R_{eco} , prazni simboli) za požgano (P, črtkana črta) in kontrolno (K; polna črta) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom ($n=9$); (b) NDVI indeks za požgano (\blacktriangle) in kontrolno (\circ) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom; (c) razlika med povprečno dnevno temperaturo tal požganega in kontrolnega obravnavanja; (d) razlika med povprečno vlago tal požganega in kontrolnega obravnavanja; (e) dnevne padavine.

Figure 9: (Experiment 2010) Time course of (a) canopy photosynthesis measurements: net C exchange (NE, closed symbols) and ecosystem respiration (R_{eco} , open symbols) for burned (P, dashed line) and control (K, black line) treatments, means and s.d. are presented, $n=9$; (b) NDVI index for burned (\blacktriangle) and control (\circ) treatments with means and s.d.; (c) difference in mean daily soil temperature between burned and control treatments; (d) difference in mean daily soil water content (SWC) between burned and control treatments and (e) daily precipitation.

NDVI

Meritve NDVI kot približka količine biomase so pokazale podoben vzorec za požgane in kontrolne ploskve skozi celotno merilno obdobje. Vrednosti NDVI so bile sprva precej majhne (povprečne vrednosti od $0,35 \pm 0,02$ do $0,46 \pm 0,02$ v aprilu), nato so se dvigovale do maja 2010 (povprečno $0,78 \pm 0,04$) in začele padati v začetku junija pa do konca meritev (povprečne vrednosti od $0,53 \pm 0,03$ do $0,57 \pm 0,06$), v času pričetka senescence vegetacije (Slika 9b).

Med NDVI in NE obstaja značilna pozitivna korelacija (Slika 10). Statistična analiza je pokazala, da se razmerje med NDVI in NE da opisati z enim linearnim modelom, ki je bil za opis značilno boljši od aditivnega modela in pomeni, da med požganimi in kontrolnimi ploskvami ni bilo razlik v tem razmerju.



Slika 10: (Poskus 2010) Korelacija NE in NDVI v letu 2010. Enačba trendne črte: $NE = 4,38 - 27,71 NDVI$, $R^2 = 0,29$, $p = 0,05$

Figure 10: (Experiment 2010) Correlation between NE and NDVI in 2010. Trend line equation: $NE = 4,38 - 27,71 NDVI$, $R^2 = 0,29$, $p = 0,05$

Biomasa

Masa vegetacije, ki smo jo na ploskvah pobrali ob koncu merilne sezone, je bila pri požganih ploskvah 343 g/m^2 , pri kontrolnih pa 382 g/m^2 . T-test ni pokazal statistične razlike med vzorci biomase požganih in kontrolnih ploskev ($p = 0,50$).

5.2 POSKUS 2011

5.2.1 Vremenske razmere in temperaturne razmere na površini raziskovalnih ploskev (Poskus 2011)

V času merjenja v letu 2011 je bil mesec z najmanj padavinami avgust (14 mm), mesec z največ padavinami pa maj (118 mm). V času merjenja ni bilo nobenega večjega padavinskega dogodka. Nasploh je bilo leto 2011 leto z malo padavin (skupna vsota v letu 628 mm). Najvišje povprečne mesečne temperature so se med junijem in avgustom gibale od 19 do 22 °C, nadpovprečno topel pa je bil tudi september s povprečno mesečno temperaturo okoli 20 °C.

Temperatura tal je bila večino merilnega obdobja večja na požganih ploskvah. Razlika med T_s požganih in T_s kontrolnih ploskev je bila najbolj opazna na začetku meritev, v aprilu in maju (razlika od 0,3 do 3,4 °C), v kasnejšem obdobju, po okrepanju požganih ploskev, pa se vrednosti niso več tako razlikovale (Slika 11c). Podoben vzorec se je pokazal tudi pri SWC. Razlika med požganimi in kontrolnimi ploskvami je bila večja na začetku meritev (2,6 do 8,5 %), v obdobju z manj padavinami (Slika 11d).

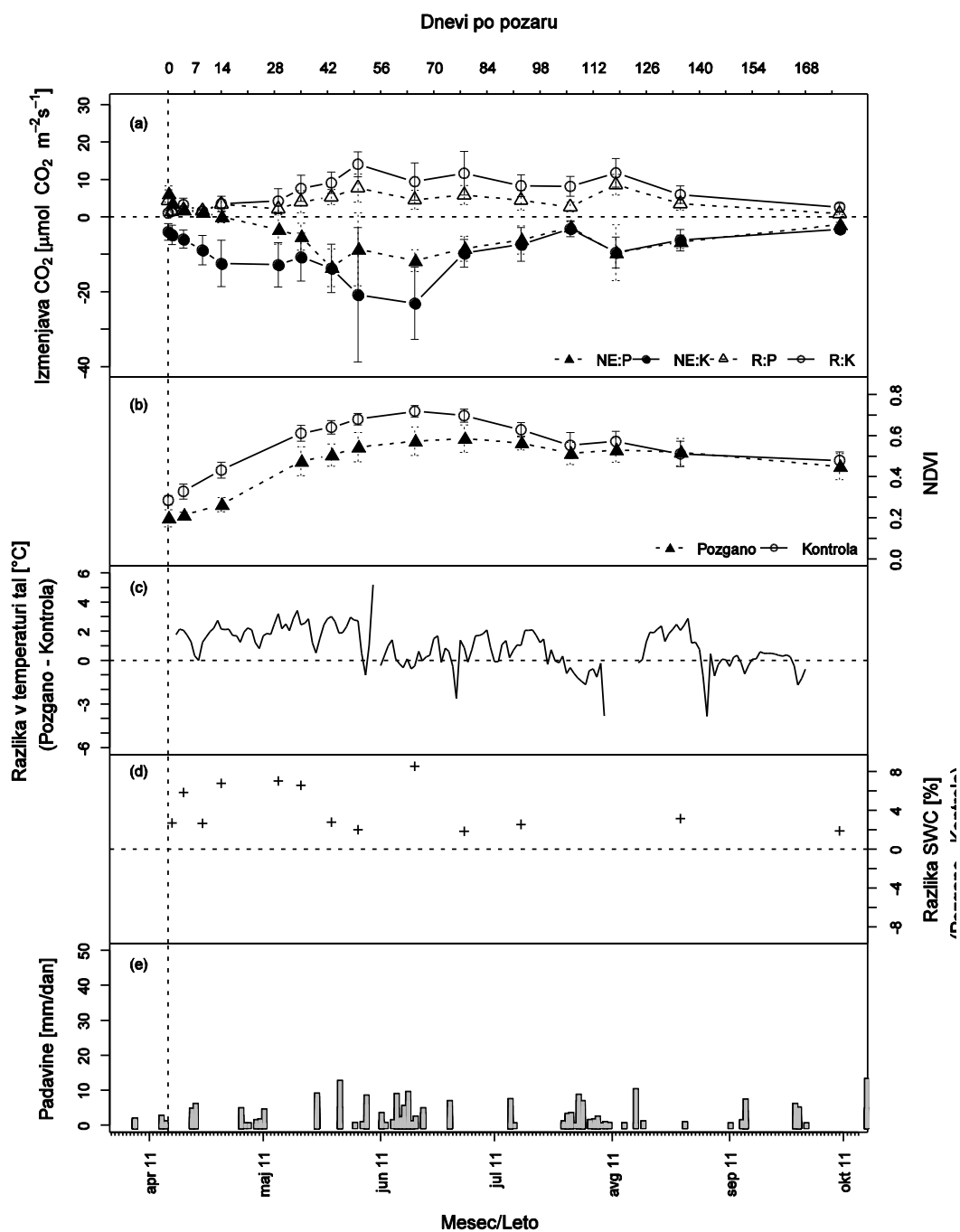
5.2.2 Meritve aktivnosti in produktivnosti vegetacije (Poskus 2011)

Fotosinteza sestoja

Požgane ploskve so bile v začetnih meritvah v letu 2011 neto vir CO_2 ($\text{NE} = 6,11 \pm 2,2 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$), kar kaže na to, da je bila ob pomanjkanju fotosintetskih tkiv fotosinteza manjša od dihanja vegetacije in tal (Slika 11a). Po le 2 tednih po požaru pa je NE postala negativna, čeprav ponorna moč še ni bila na enakem nivoju kot pri kontrolnih ploskvicah (malce pod $0 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$).

Aktivnost kontrolnih ploskev je bila, kar se tiče tokov C, v prvem mesecu precej večja od aktivnosti na požganih ploskvah. Po tem času pa se je NE požganih ploskev ponovno stabilizirala ($-13,5 \pm 5,01 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$) in izenačila z NE kontrolnih ploskev (Slika 11a). Največji vnos ogljika je bil od sredine maja do sredine junija 2011 ($\text{NE} = 23,08 \pm 9,65 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$ pri kontrolnem obravnavanju), po tem času pa je padal do konca merilne sezone. V sušni sezoni je bilo pri merjenju 2. avgusta opazno povečanje fluksov C zaradi predhodnega padavinskega dogodka. Najmanjše vrednosti (najmanj aktivnosti) so bile zabeležene konec septembra (od $-3,3 \pm 1,14$ do $-2,0 \pm 0,61 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Parni t-test je pokazal, da med poteki C tokov kontrolnih in požganih ploskev obstajajo značilne razlike ($p = 0,000$).

V tem letu je bila R_{eco} na kontrolnih ploskvah skozi celotno merilno obdobje večja od R_{eco} požganih ploskev (Slika 11a). Vrednosti so sledile podobnemu vzorcu kot NE meritve. Večale so se do konca dobe intenzivne rasti ($14,05 \pm 3,32$ pri kontroli in $7,69 \pm 3,74 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$ pri požganih ploskvah) in nato bile majhne do konca meritev. Spet je v sušni sezoni padavinski dogodek rahlo povečal aktivnost tudi na ravni R_{eco} . Parni t-test je tudi tu pokazal, da obstajajo značilne razlike med poteki respiratornih C-tokov požganih in kontrolnih ploskev ($p = 0,000$).



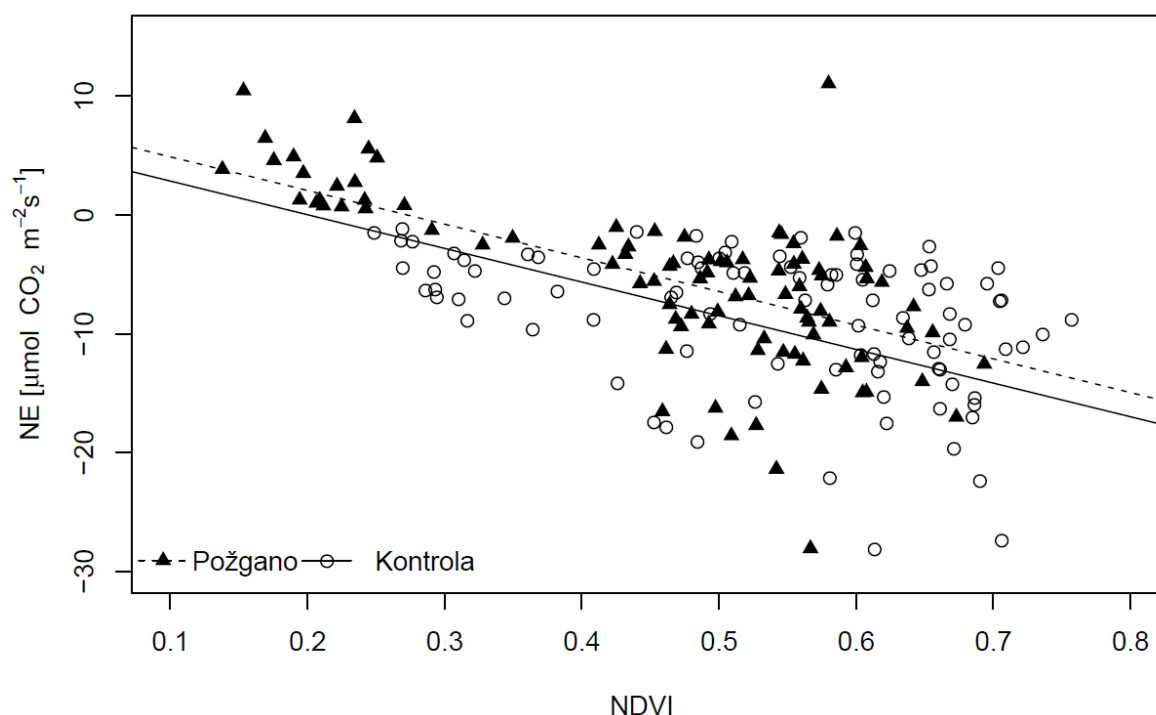
Slika 11: (Poskus 2011) Časovni potek: (a) meritve fotosinteze sestojja: neto izmenjava C (NE, polni simboli) in ekosistemske respiracije (R_{eco} , prazni simboli) za požgano (P, črtkana črta) in kontrolno (K; polna črta) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom ($n=9$); (b) NDVI indeks za požgano (\blacktriangle) in kontrolno (\circ) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom; (c) razlika med povprečno dnevno temperaturo tal požganega in kontrolnega obravnavanja; (d) razlika med povprečno vlago tal požganega in kontrolnega obravnavanja; (e) dnevne padavine.

Figure 11: (Experiment 2011) Time course of (a) canopy photosynthesis measurements: net C exchange (NE, closed symbols) and ecosystem respiration (R_{eco} , open symbols) for burned (B, dashed line) and control (C, black line) treatments, means and s.d. are presented, $n=9$; (b) NDVI index for burned (\blacktriangle) and control (\circ) treatments; (c) difference in mean daily soil temperature between burned and control treatments; (d) difference in soil water content (SWC) between burned and control treatments, biweekly measurements and (e) daily precipitation.

NDVI

Vrednosti NDVI indeksa so bile največje v dobi intenzivne rasti vegetacije. Največja vrednost je bila izmerjena v juniju 2011 (povprečje za kontrolo okoli $0,7 \pm 0,03$). Do konca tega obdobja so bile vrednosti NDVI požganih ploskev manjše od kontrolnih za 20-30 %. V kasnejšem obdobju, ko je bila rast vegetacije ustavljena zaradi pomanjkanja padavin in povečanih temperatur, pa so se razlike zmanjšale (Slika 11b).

Statistična analiza je pokazala, da se korelacijo NDVI in NE v letu 2011 lahko opiše z dvema linearnima modeloma (Slika 12), kar pomeni, da je razmerje pri požganih ploskvah različno od tistega pri kontrolnih. Interakcija med obravnavanji in NDVI ni bila značilna ($p = 0,18$), zato je sprememba NE s povečevanjem NDVI pri obeh obravnavanjih zelo podobna ($p = 0,000$).



Slika 12: Korelacija NDVI in NE v letu 2011, trendna črta za kontrolno obravnavanje: $NE = 5,69 - 28,35 NDVI$, trendna črta za požgano obravnavanje: $NE = 7,73 - 28,35 NDVI$, $R^2 = 0,33$, $p = 0,05$.

Figure 12: Correlation between NDVI and NE in 2011, trend line for control treatment (black line): $NE = 5,69 - 28,35 NDVI$, trend line for burned treatment (dashed line): $NE = 7,73 - 28,35 NDVI$, $R^2 = 0,33$, $p = 0,05$.

Biomasa

Vzorčenje biomase, ki je potekalo 30. septembra, je pokazalo kar za 66 % več skupne biomase na kontrolnih ploskvah, kot na požganih. Povprečne vrednosti so bile 136,3 za požgane in 401,4 g/m^2 za kontrolne ploskve. T-test je pokazal statistične razlike med obravnavanji ($p = 0,000$).

5.3 POSKUS 2012

5.3.1 Vremenske razmere in temperaturne razmere na površini raziskovalnih ploskev (Poskus 2012)

Leto 2012 so zaznamovale dokaj nizke temperature (povprečna mesečna temperatura marca in aprila ok. 10 °C) in dovolj vlage v tleh v začetku merilnega obdobja ter vroče in suho poletje kasneje (med junijem in avgustom povprečno samo ok. 30 mm padavin mesečno). Sicer pa je bilo tudi pred začetkom meritev, v marcu 2012 malo padavin (8 mm). Razlika v temperaturi požganih in kontrolnih tal je bila skoraj celotno merilno obdobje pozitivna, torej je bila na požganih tleh z manj rastlinskega pokrova T_s večja.

SWC je bila na kontrolnih ploskvah večja od požganih. Ta razlika je bila bolj vidna v primerjavi s ploskvami, požganimi leto prej, vendar pa je bila jasno izražena tudi pri ploskvah, požganih leta 2012 (Slika 13d).

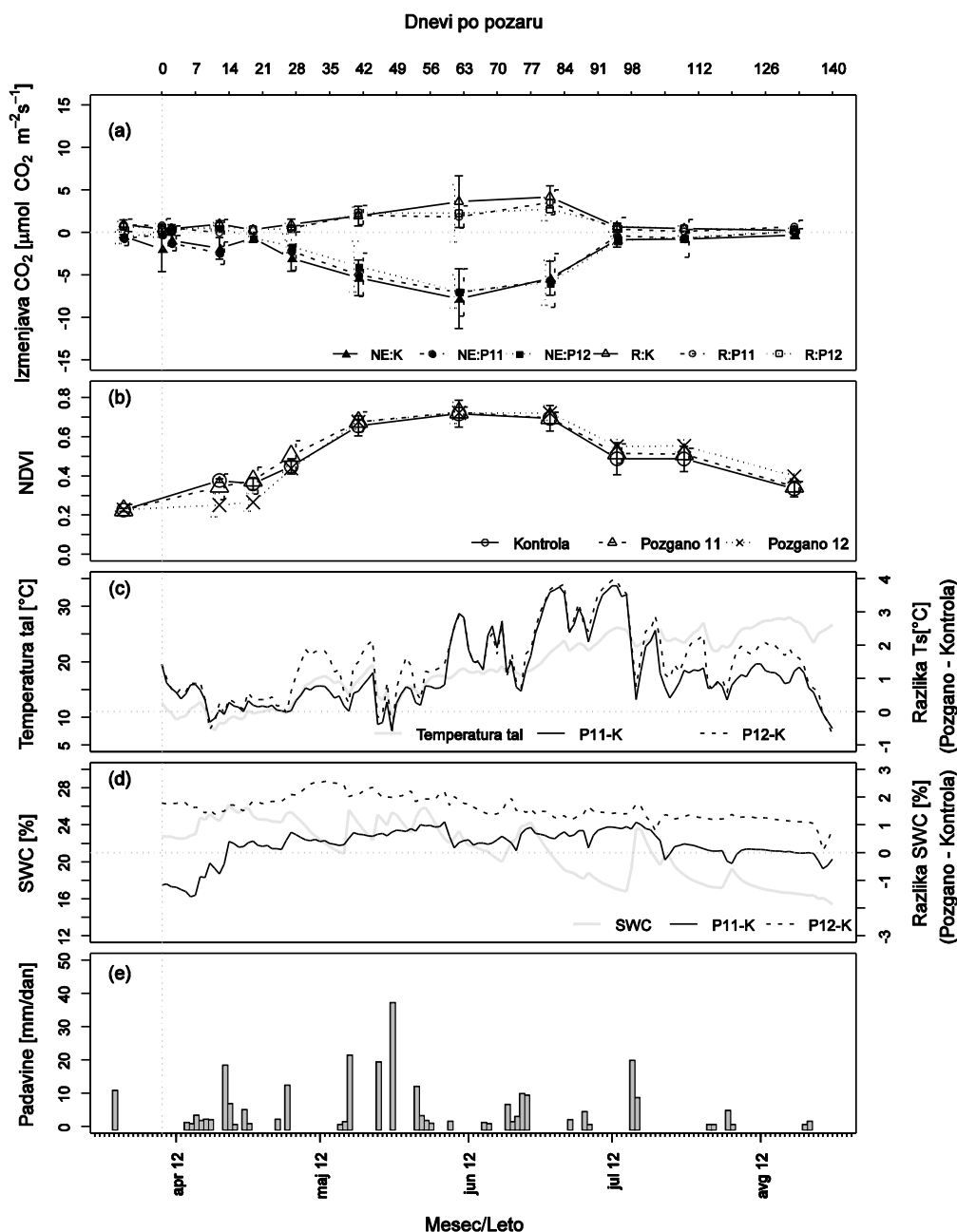
5.3.2 Meritve aktivnosti in produktivnosti vegetacije (Poskus 2012)

Fotosinteza sestaja

Izmenjava C in respiracija sta bili v letu 2012 na začetku meritev pri vseh obravnavanjih zelo majhni (okoli 0 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$ za vse). Od sredine aprila naprej so se vrednosti začele večati in dosegle vrh v začetku junija ($NE_{\text{kontrola}}: -7,81 \pm 3,51 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$, $NE_{\text{P:2011}}: -7,07 \pm 2,79 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$, $NE_{\text{P:2012}}: -6,95 \pm 1,97 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Kmalu zatem se je ponorna aktivnost pri vseh obravnavanjih spet zmanjšala na minimalen nivo (okoli 0 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Do konca merilnega obdobja se zaradi sušnih razmer izmenjava CO_2 ni več povečala (Slika 13a).

Paša na vrednosti toka ogljika ni vplivala (podatki niso prikazani). Edino obdobje, ko je bila vidna razlika med vrednostmi NE požganih in kontrolnih ploskev, je bilo neposredno po požaru, ko so bile ploskve, požgane v tem letu, še neto vir CO_2 . V ostalem delu meritev pa večjih razlik med obravnavanji ni bilo (Slika 13a). Parni t-test je pokazal, da so bile med poteki NE kontrolnega in požganega obravnavanja statistično značilne razlike ($p = 0,01$), medtem ko razlik med potekom NE kontrolnega obravnavanja in obravnavanja, požganega leto prej, ni bilo ($p = 0,17$).

Dihanje ekosistema je sledilo enakemu vzorcu kot NE. Zelo majhne vrednosti so bile na začetku merjenja in pa v zadnji tretjini obdobja, medtem ko so se v času intenzivne rasti vegetacije povečale. Največje vrednosti smo zabeležili v sredini junija, približno 2 tedna po največjih vrednostih NE ($R_{\text{eco-kontrola}} = 4,19 \pm 1,2 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$, $R_{\text{eco-P:2011}} = 3,53 \pm 1,46 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$, $R_{\text{eco-P:2012}} = 2,74 \pm 1,38 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Pri meritvah dihanja ekosistema občutnejših razlik med obravnavanji skozi celotno merilno obdobje nismo izmerili. Tudi parni t-test ni pokazal razlik med poteki R_{eco} kontrolnega in požganega obravnavanja ($p = 0,12$).



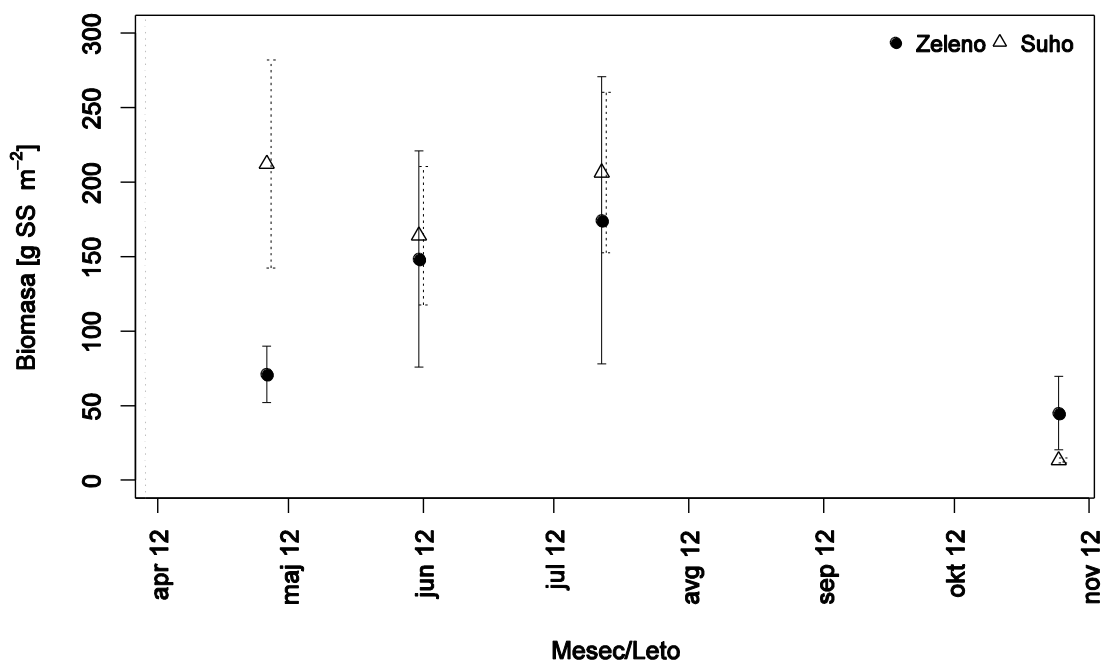
Slika 13: (Poskus 2012) Časovni potek: (a) meritve fotosinteze sestoja: neto izmenjava C (NE, polni simboli) in ekosistemske respiracije (R_{eco} , prazni simboli) za požgano (P11, P12; črtkana črta) in kontrolno (K; polna črta) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom ($n=6$); (b) NDVI indeks za požgana (Δ in \times) in kontrolno (\circ) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom; (c) kontrolna povprečna dnevna temperatura tal (siva črta) ter razlika med temperaturo tal požganih in kontrolnega obravnavanja (polna in črtkana črta); (d) povprečna kontrolna vlaga tal (siva črta) ter razlika med vlago tal požganih in kontrolnega obravnavanja (polna in črtkana črta); (e) dnevne padavine.

Figure 13: (Experiment 2012) Time course of (a) canopy photosynthesis measurements: net C exchange (NE, closed symbols) and ecosystem respiration (R_{eco} , open symbols) for burned (P11, P12, dashed line) and control (K, black line) treatments, means and s.d. are presented, $n=6$; (b) NDVI index for burned (Δ in \times) and control (\circ) treatments; (c) average soil temperature on control plots (grey line), difference in mean daily soil temperature between burned and control treatments (black full and dashed line); (d) average SWC on control plots, difference in soil water content (SWC) between burned and control treatments (black full and dashed line) and (e) daily precipitation.

NDVI

Tudi indeks zelenosti je pokazal podoben vzorec za vsa obravnavanja (Slika 13b). V prvih meritvah so bile vrednosti majhne (ok. 0,23 pri vseh obravnavanjih), nato pa so se do junija večale ($NDVI_{kontrola}$: $0,71 \pm 0,04$, $NDVI_{P.2011}$: $0,73 \pm 0,03$, $NDVI_{P.2012}$: $0,75 \pm 0,05$), podobno kot izmenjava CO_2 v tem letu. V sušnem obdobju do konca meritev se je NDVI indeks pri vseh obravnavanjih podobno manjšal. Indeks ploskev, požganih v tem letu, se je od ostalih dveh razlikoval samo na začetku, približno 1 mesec po požaru. Pri NDVI ploskev, požganih leto prej, pa razlik v primerjavi z NDVI kontrolnih ploskev skozi celotno merilno obdobje ni bilo opaziti.

Biomasa



Slika 14: Zeleni in suhi del vzorčene biomase na kontrolni ploskvi tekom rastne dobe v letu 2012, povprečja in s.d., n=9.

Figure 14: Green and dry part of sampled biomass on control plots during measuring campaign in 2012, mean and s.d., n=9.

Biomasa je bila na vzorednih ploskvah vzorčena štirikrat (Slika 14). Ob začetku meritev je bila količina suhe biomase pričakovano največja ($212,1 \pm 69,9 \text{ g/m}^2$), medtem ko je bilo zelene fotosintetsko aktivne biomase malo ($71,1 \pm 18,9 \text{ g/m}^2$). Količina zelene biomase je nato rasla do vzorčenja v juliju ($174,3 \pm 96,4$). Količina suhe biomase se je v drugem vzorčenju zmanjšala in nato v tretjem spet povečala. Najmanj tako zelene kot suhe biomase pa smo izmerili v vzorčenju, opravljenem 25. oktobra 2012 (zelena: $44,9 \pm 24,7$, suha: $13,23 \pm 1,74$), ko je bilo izmerjene zelene biomase celo več kot suhe.

5.3.3 Analize pepela in tal (Poskus 2012)

Pepel

Delež pepela v biomasi, ki smo jo požgali, je bil povprečno 6%. pH vzorcev je bil od 9,6 do 10,1 (Pregl. 3). Vsebnost skupnega C je bila od 18 do 35%, skupnega N pa je bilo v pepelu ok. 1 %. C/N razmerje je bilo od 19,5 do 28,6. Pepel je vseboval veliko rastlinam dostopnega P (od 1189 do 1794 mg/kg suhih tal) in K (od 8182 do 14447 mg/kg suhih tal).

Preglednica 3: (Poskus 2012) Vrednosti merjenih parametrov v pepelu s povprečjem in standardnim odklonom (s.d.)

Table 3: (Experiment 2012) Ash analysis results with mean and standard deviation (s.d.)

Vzorec	pH vrednost	Delež org. C (%)	Delež N (%)	C/N		
				razmerje	RD K (mg/kg)	RD P (mg/kg)
1	10,0	23,	1,1	20,3	14446,	1794,7
2	9,7	36,0	1,2	28,6	8191,	1248,1
3	10,	27,	1,1	24,6	9716,	1189,8
4	9,5	18,	0,9	19,5	13066,	1697,9
Povprečje	9,8	26,4	1,1	23,2	11355,	1482,6
s.d.	0,2	7,4	0,1	4,2	2896,	307,9

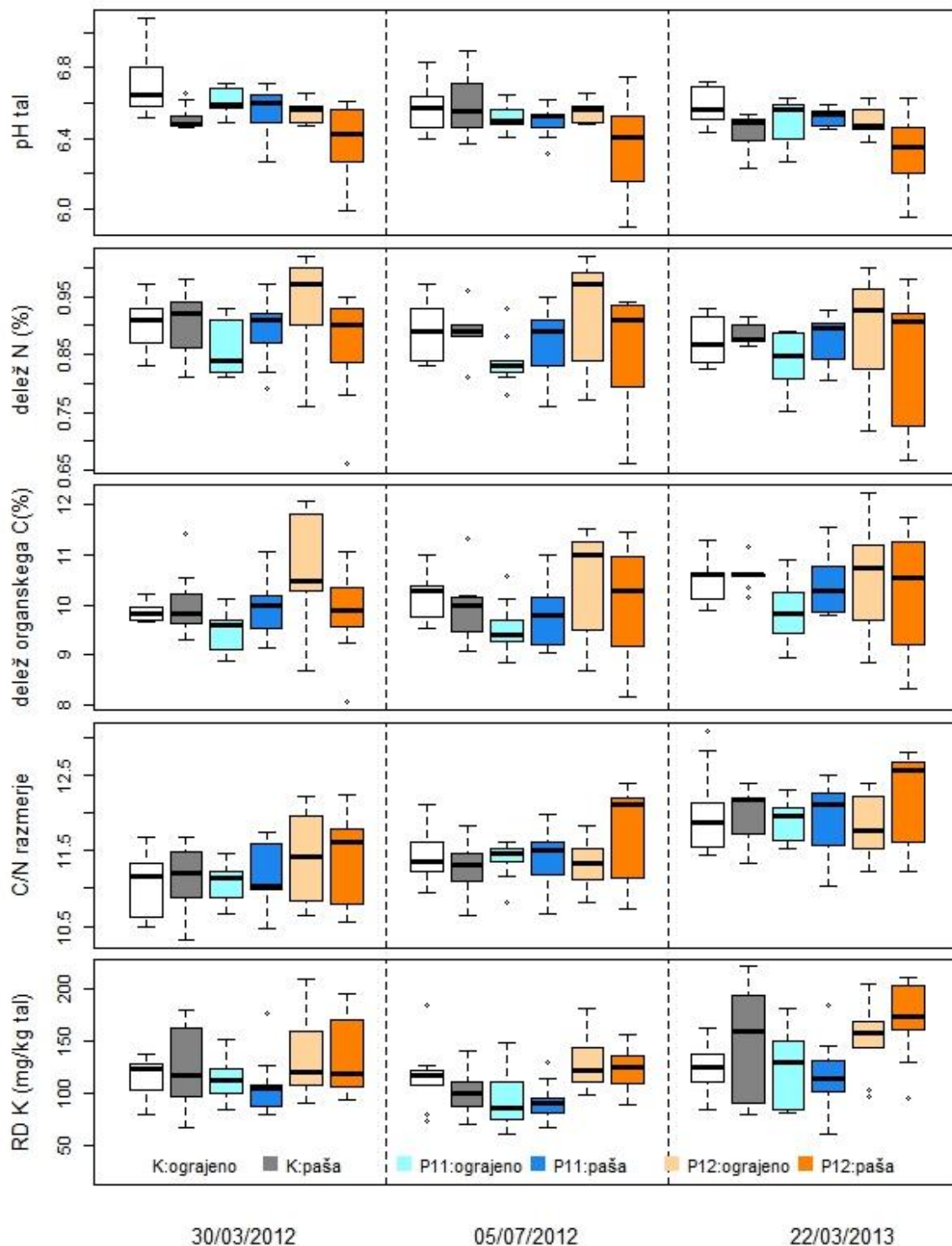
Tla

Vrednosti pH (Slika 15, Pregl. 4) so se v letu 2012 gibale od $6,33 \pm 0,07$ do $6,72 \pm 0,06$. Požar in paša na spremembo pH v letu 2012 nista močno vplivala, saj med obravnavanji ni bilo večjih razlik. Razlika med obravnavanji je v prvem in tretjem terminu vzorčenja sicer bila statistično značilna, kar lahko pripišemo pH obravnavanja, požganega v tem letu, ki je bilo izpostavljeno paši. Vrednosti pH pri tem obravnavanju so bile vseskozi najmanjše, obenem pa tudi najbolj variabilne.

Vsebnost organskega C v vzorčenih tleh se je na prvi pogled med obravnavanji razlikovala, Kruskal-Wallisov test pa ni pokazal statistično značilnih razlik (Slika 15, Pregl. 4). Povprečna vsebnosti je bila 10,12 %, sicer pa so bile vrednosti med $9,48 \pm 0,13$ in $10,62 \pm 0,39$ % C v suhih tleh. Največje vrednosti so bile izmerjene pri požganem pašnem obravnavanju (P12:paša), vendar pa je tu največja tudi variabilnost podatkov. Med pašenimi in nepašenimi obravnavanji ni bilo večjih razlik. V zadnjem terminu vzorčenja so bile skoraj vse vrednosti organskega C večje od tistih pri prejšnjih vzorčenjih.

Tudi pri vsebnosti skupnega N ni bilo večjih razlik med različnimi obravnavanji. Povprečne vrednosti so se gibale od $0,83 \pm 0,02$ do $0,93 \pm 0,03$ % N v suhih tleh (Slika 15, Pregl. 4). Zaradi razlik v vsebnosti organskega ogljika se je po terminih povečalo tudi C/N razmerje, in sicer iz povprečno 11,2 pri prvem vzorčenju na približno 12 pri zadnjem terminu vzorčenja eno leto po prvem. Znotraj terminov vzorčenja ni bilo statistično

značilnih razlik med obravnavanji, največja in najbolj variabilna vrednost C/N razmerja pa je bilo spet pri obravnavanju P12:paša (Slika 15, Pregl. 4).



Slika 15: (Poskus 2012) Analiza talnih parametrov: (a) pH tal; (b) delež skupnega N (%); (c) delež organskega C (%); (d) C/N razmerje; (e) količina rastlinam dostopnega K (mg/kg suhih tal).

Figure 15: (Experiment 2012) Soil analysis of: (a) pH; (b) total N (%); (c) organic C (%); (d) C/N ratio; (e) plant available K (mg/kg dry soil).

Preglednica 4: (Poskus 2012) Povprečja in pripadajoče standardne napake pedoloških parametrov po obravnavanjih (K – Kontrola, P11 – Požar 2011, P12 – Požar 2012). Razlike med obravnavanji so bile analizirane s Kruskal-Wallisovim neparametričnim testom (vrednosti KW, p).

Table 4: (Experiment 2012) Means and s.d. for analyzed soil parameters for different treatments (K – Control, P11 – Fire in 2011, P12 – Fire in 2012). Differences between observations were analyzed with Kruskal-Wallis nonparametric test (KW, p).

n=9 Obr.	pH vrednost		Delež N (%)		Delež org. C (%)		C/N razmerje		RD K (mg/kg)		
	Povpr.	SN	Povpr.	SN	Povpr.	SN	Povpr.	SN	Povpr.	SN	
	KW=15,4; p=0,009		KW=86,74; p=0,241		KW=10,3; p=0,07		KW=4,55; p=0,473		KW=5,12; p=0,402		
22/03/2013	K:ograjeno	6,72	0,06	0,90	0,02	9,88	0,07	11,01	0,14	114,60	7,01
	K:paša	6,52	0,02	0,90	0,02	10,05	0,21	11,14	0,15	125,91	13,50
	P11:ograjeno	6,61	0,03	0,86	0,02	9,48	0,13	11,05	0,10	115,56	7,85
	P11:paša	6,55	0,05	0,89	0,02	9,96	0,19	11,18	0,15	107,02	10,05
	P12:ograjeno	6,55	0,02	0,93	0,03	10,61	0,41	11,40	0,19	136,95	13,52
	P12:paša	6,34	0,08	0,84	0,04	9,60	0,36	11,45	0,20	157,39	25,13
	KW=7,75; p=0,17		KW=68,18; p=0,146		KW=6,98; p=0,222		KW=4,45; p=0,487		KW=12,56; p=0,279		
30/03/2012	K:ograjeno	6,57	0,05	0,89	0,02	10,16	0,15	11,41	0,12	115,46	10,59
	K:paša	6,60	0,06	0,88	0,02	9,91	0,22	11,25	0,13	103,78	8,05
	P11:ograjeno	6,52	0,02	0,84	0,01	9,54	0,18	11,38	0,08	97,87	9,99
	P11:paša	6,49	0,03	0,86	0,02	9,84	0,23	11,42	0,14	91,82	6,71
	P12:ograjeno	6,56	0,02	0,92	0,03	10,41	0,36	11,31	0,11	129,78	8,86
	P12:paša	6,34	0,09	0,84	0,04	9,92	0,40	11,80	0,21	145,13	22,88
	KW=12,45; p=0,029		KW=6,66; p=0,247		KW=5,63; p=0,344		KW=3,64; p=0,602		KW=11,21; p=0,047		
05/07/2012	K:ograjeno	6,58	0,03	0,88	0,01	10,51	0,15	12,00	0,19	125,95	7,91
	K:paša	6,44	0,03	0,88	0,01	10,59	0,09	11,98	0,12	151,58	18,94
	P11:ograjeno	6,51	0,04	0,83	0,02	9,92	0,21	11,89	0,09	121,23	12,37
	P11:paša	6,52	0,02	0,88	0,01	10,44	0,20	11,94	0,16	117,15	11,64
	P12:ograjeno	6,49	0,03	0,90	0,03	10,62	0,39	11,84	0,15	152,96	12,06
	P12:paša	6,33	0,07	0,85	0,04	10,31	0,42	12,23	0,20	169,40	12,71

Vsebnost rastlinam dostopnega kalija (K) se je v izmerjenih vzorcih gibala od $91,82 \pm 6,71$ pa do $169,40 \pm 12,71$ mg/kg suhih tal (Slika 15, Pregl. 4). V drugem vzorčenju, približno 3 mesece po prvem, se je povprečna vsebnost zmanjšala iz 120 na 110 mg/kg suhih tal, nato pa se je naslednje leto spet povečala na povprečno 139 mg/kg tal. Največjo vsebnost K smo vedno izmerili pri obravnavanjih P12:paša in P12:ograjeno ($129,78 \pm 8,86$ do $169,40 \pm 12,71$ mg K/kg suhih tal v različnih terminih), najmanjšo pa pri obravnavanju P11: paša (povprečje $91,82 \pm 6,71$ do $117,15 \pm 11,64$ mg K/kg suhih tal v različnih terminih). V tretjem vzorčenju je prišlo do statistično značilne razlike med obravnavanji, medtem ko je v prvih dveh vzorčenju ni bilo.

Analize rastlinam dostopnega fosforja (P) so pokazale, da je v proučevanih tleh tega elementa premalo za zaznavo z metodo, ki smo jo uporabili (<10 mg P/kg suhih tal).

5.4 POSKUS 2013

5.4.1 Vremenske razmere in temperaturne razmere na površini raziskovalnih ploskev (Poskus 2013)

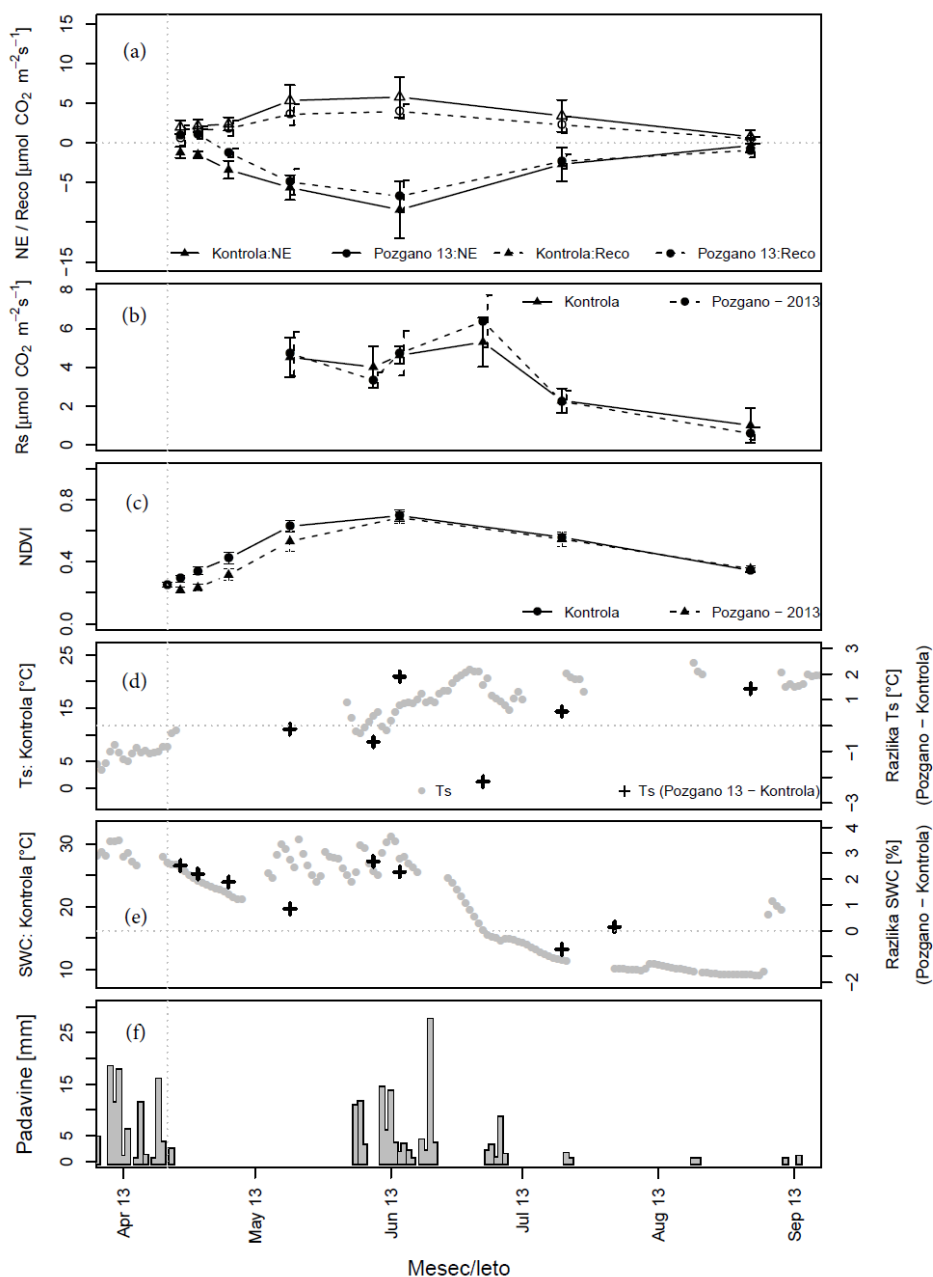
Leta 2013 je bilo pred začetkom merilne sezone, v marcu, nadpovprečno veliko padavin, ok. 160 mm. Ker podatkov za meseca marec in april iz naše raziskovalne ploskve ni bilo mogoče pridobiti, smo za prikaz padavinskih podatkov v tem času uporabili podatke iz najbližje padavinske postaje Kozina. Aprila je bilo padavin malo, samo 72 mm. Maja pa je, značilno za mesec, padlo 252,3 mm padavin. Padavin je bilo najmanj v juliju, samo 21,3 mm. Povprečna dnevna temperatura zraka je bila v času požiga še relativno majhna, okoli 10 °C. Temperatura se je nato povečala, spet pa zaradi izpada podatkov od konca aprila do sredine maja 2013 ne moremo povedati, za koliko. Tudi v mesecu juliju, ko je bilo na najbližji samodejni meteorološki postaji v Portorožu izmerjena največja povprečna dnevna temperatura (24,3 °C), na raziskovalni ploskvi podatkov za ta parameter nimamo.

Podatke za temperaturo tal (Slika 16d) imamo v tem letu samo v času merjenja respiracije tal. Najmanjša temperatura tal je bila na poskusni ploskvi konec maja (povprečno 18,1 °C na kontrolni in 17,4 °C na požgani ploskvi), največja pa v času meritev sredi junija (povprečno 33,7 °C na kontrolni in 31,5 °C na požgani ploskvi). Količina vode v tleh je bila na začetku merilnega obdobja kar velika, v povprečju 32 % na kontrolnih in 35 % na požganih ploskvicah, nato pa je konec aprila zaradi malo padavin padla na vrednosti okoli 20 % (Slika 15e). V naslednjih merilnih dnevih do začetka junija 2013 je bila količina vode v tleh v povprečju od 30 % do 36 %. Poleti, v času, ko je bilo najmanj padavin, pa se je spet spustila na vrednosti okoli 20 %. Razlika med kontrolnim in požganim obravnavanjem tekom merilnega obdobja ni bila velika, v povprečju pa je bilo na požganih ploskvicah več vlage. Razlika ni bila opazna na koncu merilnega obdobja, v času suše. Parni t-test je pokazal, da obstajajo razlike med poteki vlage v tleh med požganim in kontrolnim obravnavanjem ($p = 0,01$). Na požganem delu pašnika je vlaga tal od 0,5 do 2,5 % večja od vlage na kontrolnem delu (95 % interval zaupanja).

5.4.2 Meritve aktivnosti in produktivnosti vegetacije (Poskus 2013)

Fotosinteza sestoja

Tudi v tem letu (Slika 16a) so bile požgane ploskve ob prvih meritvah po požaru pričakovano neto vir CO_2 (14. 4. 2013: $\text{NE}_{2013} = 0,99 \pm 1,26 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$; 18.4.2013: $\text{NE}_{2013} = 1,13 \pm 0,62 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$), je pa tok ogljika že 11 dni po požigu postal negativen ($-1,21 \pm 0,53 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Vrednosti NE kontrolnih ploskev so bile venomer negativne, najmanjšo aktivnost smo zabeležili ob koncu merilnega obdobja ($\text{NE}_{\text{kontrola}} = -0,31 \pm 0,91 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$), največjo pa v fazi intenzivne rasti – 3. 6. 2013 ($\text{NE}_{\text{kontrola}} = -8,41 \pm 3,56 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Razlika med NE požganega in kontrolnega obravnavanja je bila prisotna od začetka in je bila opazna do začetka junija, ko je bil večji tok C zabeležen pri kontrolnih ploskvah. Po tem so se vrednosti NE povsem približale. Parni t-test je pokazal, da obstaja statistično značilna razlika med poteki NE za kontrolno in požgano obravnavanje ($p = 0,02$).



Slika 16: (Poskus 2013) Časovni potek: (a) meritve fotosinteze sestoja: neto izmenjava C (NE, polni simboli) in ekosistemske respiracije (R_{eco} , prazni simboli) za požgano (P; črtkana črta) in kontrolno (K; polna črta) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom ($n=9$); (b) dihanje tal (R_s) za požgano (\blacktriangle) in kontrolno (\bullet) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom ($n=9$); (c) NDVI indeks za požgano (\blacktriangle) in kontrolno (\bullet) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom ($n=9$); (d) kontrolna povprečna dnevna temperatura tal (siva črta) ter razlika med temperaturo tal požganega in kontrolnega obravnavanja ($+$); (e) povprečna kontrolna vlaga tal (siva črta) ter razlika med vlago tal požganih in kontrolnega obravnavanja ($+$); (f) dnevne padavine.

Figure 16: (Experiment 2013) Time course of (a) canopy photosynthesis measurements: net C exchange (NE, closed symbols) and ecosystem respiration (R_{eco} , open symbols) for burned (P; dashed line) and control (K; black line) treatments, means and s.d. presented, $n=9$; (b) soil respiration (R_s) for burned (\blacktriangle) and control (\bullet) treatment, means and s.d. presented, $n=9$; (c) NDVI index for burned (\blacktriangle) and control (\bullet) treatments; (d) average soil temperature on control plots (grey dots), difference in mean daily soil temperature between burned and control treatment ($+$); (e) average SWC on control plots, difference in soil water content (SWC) between burned and control treatment ($+$) and (f) daily precipitation.

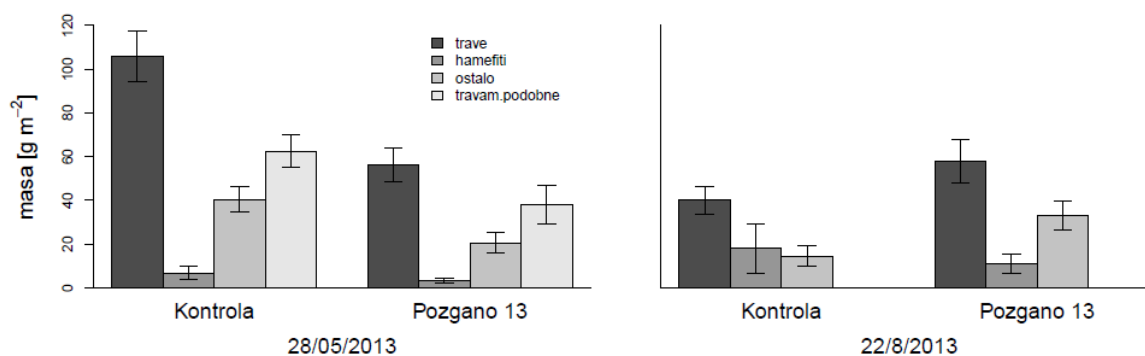
Podobno kot NE je bila tudi razlika v R_{eco} opazna skozi prvi del merilnega obdobja (Slika 16a). S parnim t-testom pa smo ugotovili, da obstaja statistično značilna razlika med poteki R_{eco} za obe obravnavanji ($p = 0,004$). Na začetku, takoj po požaru, so bile vrednosti pri obeh obravnavanjih majhne ($R_{eco-kontrola} = 2,01 \pm 0,87 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$; $R_{eco2013} = 1,62 \pm 0,51 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$), nato pa so se po enem mesecu začele večati. Največje dihanje smo izmerili v začetku junija ($R_{eco-kontrola} = 5,81 \pm 2,56 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$; $R_{eco2013} = 3,99 \pm 0,96 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Po tem terminu meritev se je R_{eco} manjšala do konca merilnega obdobja, ko smo izmerili najmanjše vrednosti ($R_{eco-kontrola} = 0,79 \pm 0,86 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$; $R_{eco2013} = 0,54 \pm 0,18 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$).

NDVI

Tako kot pri poteku NE in R_{eco} se je podoben trend pokazal tudi pri podatkih NDVI (Slika 16c). Indeks je bil pri obeh obravnavanjih najmanjši v začetku meritev ($NDVI_{kontrola} = 0,25 \pm 0,02$; $NDVI_{2013} = 0,21 \pm 0,02$), nato pa so se vrednosti večale do meritev 3.6.2013 ($NDVI_{kontrola} = 0,69 \pm 0,04$; $NDVI_{2013} = 0,69 \pm 0,04$). Kasneje, v sušni sezoni, je NDVI spet padel. Razlike med obravnavanji so bil izrazitejši v prvem delu merilnega obdobja, do datuma, ko smo izmerili največji NDVI. Do takrat so bile večje vrednosti kontrolnega obravnavanja, pozneje pa se NDVI med obravnavanji ni razlikoval.

Biomasa

Pobrana vegetacija je pokazala tipičen razvoj vegetacije na območju (Slika 17, Pregl. 5). Prvi termin vzorčenja je bila vzorčena samo kontrolna vegetacija, saj na požganih parcelah še ni bilo prisotne vegetacije. Na kontrolni ploskvi je bil v večini prisoten posušen, odmrl del vegetacije (91 % skupne mase), prisotne pa je že bilo nekaj zelene vegetacije (9 % skupne mase).



Slika 17: (Poskus 2013) Vzorci biomase (g/m^2), razdeljeni v funkcionalne skupine
Figure 17: (Experiment 2013) Biomass samples (g/m^2) divided into functional groups

Drugi termin vzorčenja, 28.5.2013, smo poleg ločevanja na zeleno in suho, vegetacijo ločevali tudi po funkcionalnih skupinah. Tokrat je bilo na kontrolni ploskvi razmerje med zeleno in suho vegetacijo precej izenačeno (55 % zelene in 45 % suhe vegetacije), medtem ko je bilo na požganih ploskvah suhe vegetacije zelo malo, samo okoli 7 %. Razmerja med funkcionalnimi skupinami so bila precej podobna pri obeh obravnavanjih (Slika 16, Pregl. 5), in sicer je bilo največ trav (47 % pri požganem in 48 % pri

kontrolnem obravnavanju), sledila jim je funkcionalna skupina travam podobnih rastlin (30 % pri požganem in 31% pri kontrolnem obravnavanju), najmanj pa je bilo rastlin iz skupine hamefitov (3 % pri požganem in 4 % pri kontrolnem obravnavanju). Ostalih rastlin je bilo pri obeh obravnavanjih okoli 18 %.

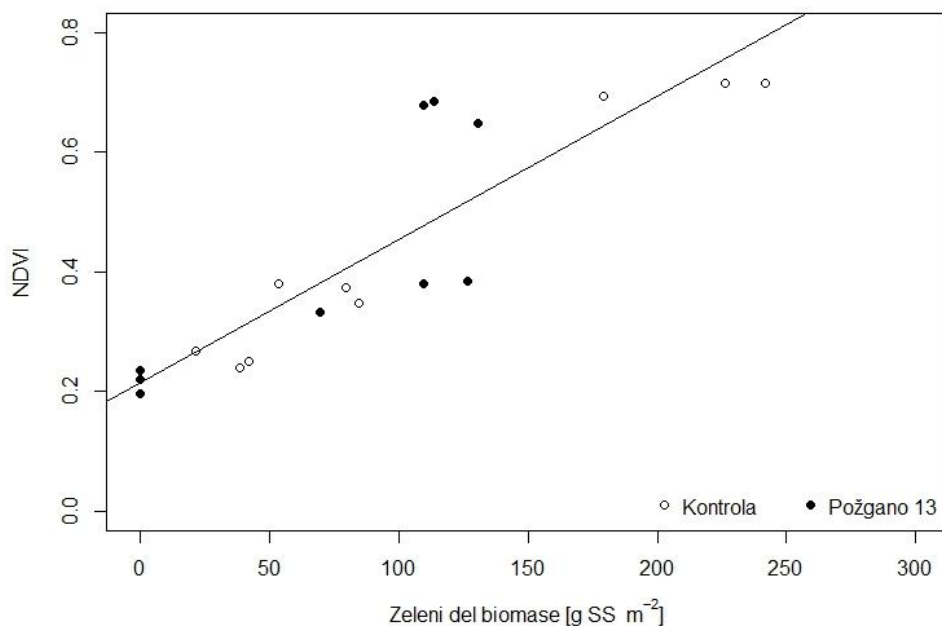
V naslednjem in zadnjem vzorčenju, 22.8.2013, se je pri obeh obravnavanjih povečal delež odmrle vegetacije (68 % pri kontrolnem in 43 % pri požganem obravnavanju), posledično je bil delež zelene vegetacije manjši. V tem terminu se je pri obeh obravnavanjih spremenilo tudi razmerje med funkcionalnimi skupinami, ki je bilo zdaj še močnejše v prid travam (61 % pri kontrolnem in 59 % pri požganem obravnavanju). V vzorcih pa ni bilo prisotnih travam podobnih rastlin. Razlike med obravnavanji so bile v odstotku hamefitov (18 % pri kontrolnem in 12 % pri požganem obravnavanju) in ostalih rastlin (21 % pri kontrolnem in 30 % pri požganem obravnavanju).

Preglednica 5: (Poskus 2013) Suha masa vegetacije na vzorčeni površini (g/m^2), ter odstotek posameznih funkcionalnih skupin

Table 5: (Experiment 2013) Dry biomass samples (g/m^2) with functional groups percentage

	28/05/2013				22/08/2013			
	Kontrola		Požgano 2013		Kontrola		Požgano 2013	
	masa [g/m^2]	%	masa [g/m^2]	%	masa [g/m^2]	%	masa [g/m^2]	%
Suho	187,29±79,35		11,83±24,23		149,56±74,09		70,75±31,04	
Zeleno	215,76±37,04		117,93±4,66		72,55±47,05		101,82±44,63	
Trave	105,97±34,20	49.1	56,19±23,45	47.7	40,09±19,31	55.2	57,77±29,83	56.7
Hamefiti	6,81±8,36	3.2	3,25±3,36	2.8	18,05±33,92	24.9	11,01±13,45	10.8
Ostalo	40,49±17,59	18.8	20,52±14,43	17.4	14,42±14,17	19.9	33,04±20,12	32.5
Travam podobne rastl.	62,49±22,82	29.0	37,97±26,59	32.2	0.0	0.0	0.0	0.0

Primerjava NDVI in zelenega dela biomase (Slika 18) je v tem letu pokazala, da se vrednost NDVI povečuje s povečevanjem zelene biomase na ploskvicah (trendna črta: $\text{NDVI} = 0,002 \text{ zel. del biomase} + 0,214$, $R^2 = 0,77$). Nasprotno pa v primerjavi suhega dela vegetacije in NDVI te povezave ni bilo.

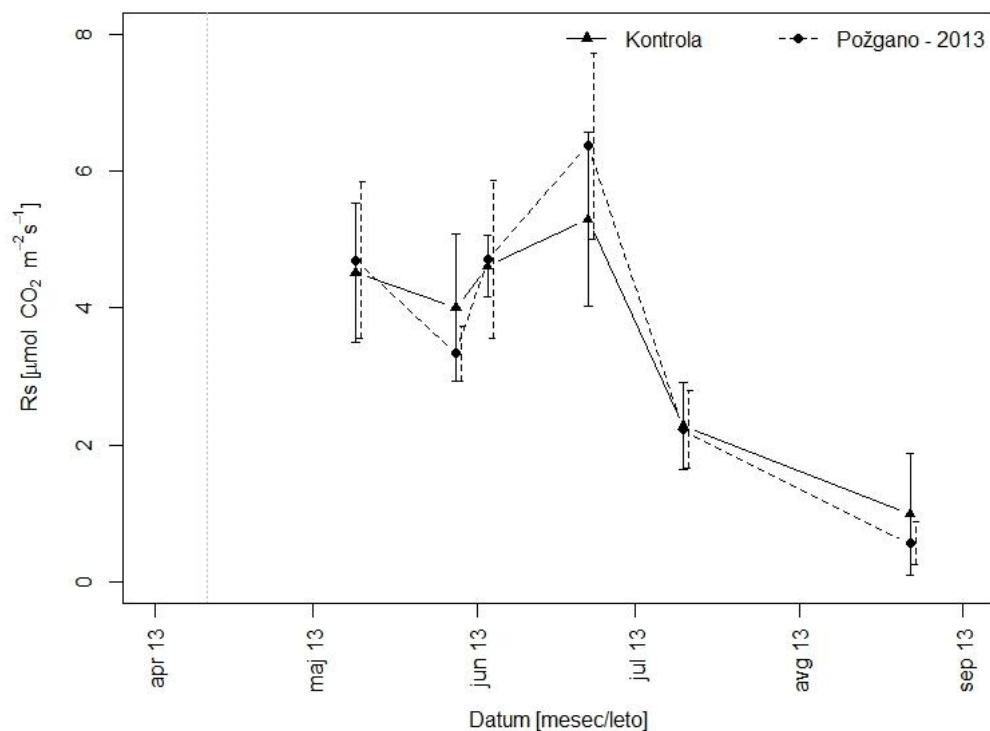


Slika 18: (Poskus 2013) Korelacija količine zelenega dela biomase in NDVI, $R^2 = 0.77$, $p = 0,000$

Figure 18: (Experiment 2013) Correlation between the green part of the sampled biomass and NDVI, $R^2 = 0.77$, $p = 0,000$

5.4.3 Analize tal (Poskus 2013)

Respiracija tal

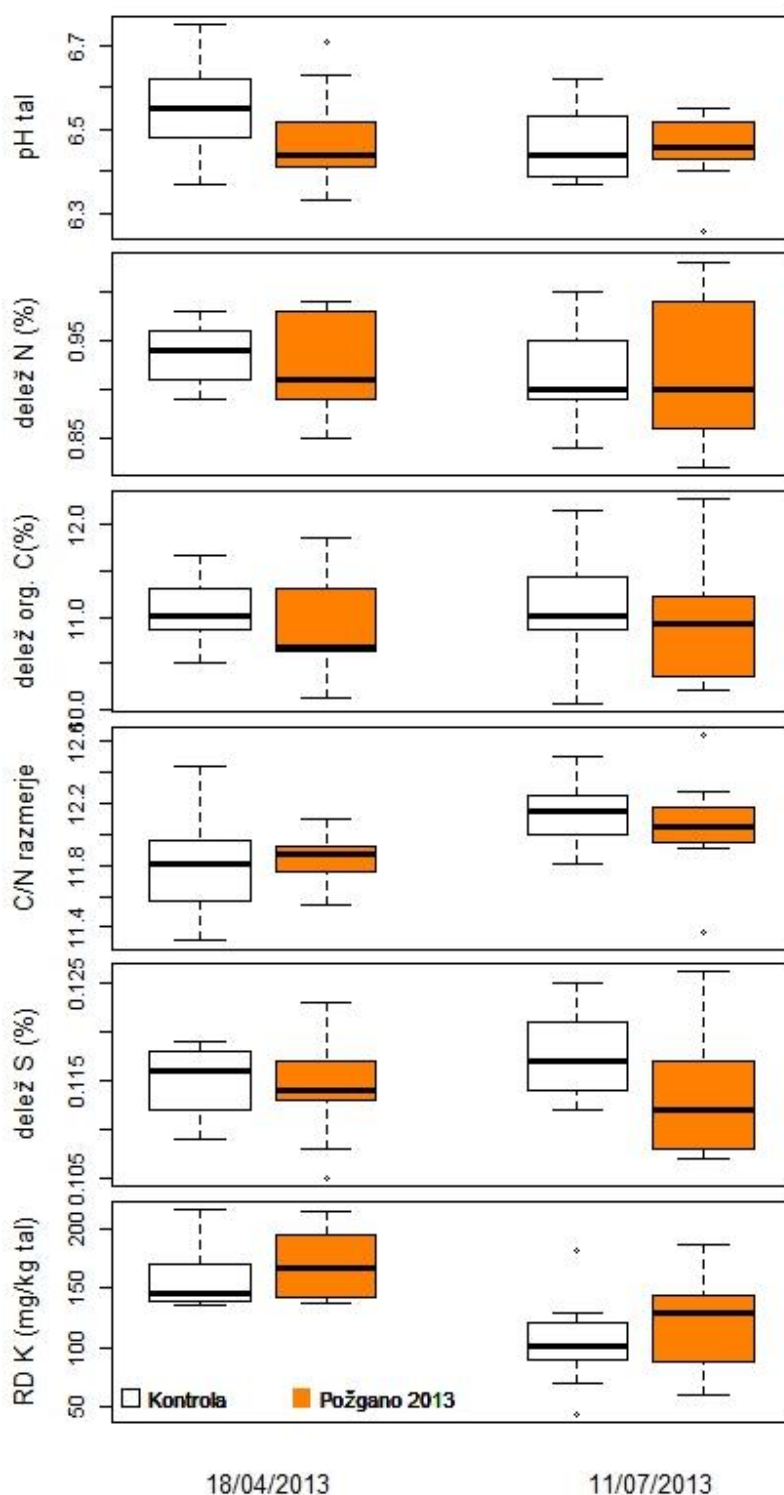


Slika 19: (Poskus 2013) Potek respiracije tal (R_s) za požgano (črtkana črta) in kontrolno (polna črta) obravnavanje, povprečja in s.d., $n = 9$

Figure 19: (Experiment 2013) Time course of soil respiration (R_s) for burned (dashed line) and control (full line) treatments, means and s.d., $n = 9$

Respiracijo tal smo začeli meriti šele približno 3 tedne po požaru (Sliki 16b in 19). Tok ogljika je sledil poteku mikrometeoroloških dejavnikov. Sredi junija je bila respiracija največja ($5,29 \pm 12,7 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$ pri kontrolnem in $6,37 \pm 1,36 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$ pri požganem obravnavanju), takrat smo zabeležili tudi največje temperature tal ter zadostno vlago tal za veliko aktivnost ekosistema. Najmanjše dihanje tal smo zabeležili na koncu meritev avgusta, ko je bila vlaga tal najmanjša ($0,99 \pm 0,89 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$ pri kontrolnem in $0,57 \pm 0,32 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$ pri požganem obravnavanju). Tok ogljika iz tal je bil od začetka meritev respiracije tal skozi celotno obdobje pri obeh obravnavanjih podobno velik.

5.4.4 Tla



Slika 20: (Poskus 2013) Analiza talnih parametrov: (a) pH tal; (b) delež skupnega N (%); (c) delež skupnega C (%); (d) C/N razmerje; (e) delež S (%); (f) količina rastlinam dostopnega K (mg/kg suhih tal)
Figure 20: (Experiment 2013) Soil analysis of: (a) pH; (b) total N (%); (c) organic C (%); (d) C/N ratio; (e) total S (%); (f) plant available K (mg/kg dry soil).

Preglednica 6: (Poskus 2013) Povprečja in pripadajoče standardne napake pedoloških parametrov po obravnavanjih (P13 – Požgano 2013). Razlike med obravnavanji so bile analizirane s Studentovim t-testom (t, p).

Table 6: (Experiment 2013) Means and s.d. for analyzed soil parameters for different treatments (Kontrola – Control, P13- Burned in 2013). Differences between observations were analyzed with Student t-test (t, p)

	n=9 Obr.	pH vrednost		Delež N (%)		Delež org. C (%)		C/N razmerje		Delež S(%)		RD K (mg/kg)	
		Povpr.	SN	Povpr.	SN	Povpr.	SN	Povpr.	SN	Povpr.	SN	Povpr.	SN
18/04/2013		t=1,41; p=0,177 t=0,91; p=0,382 t=0,82; p=0,425 t=-0,26; p=0,801 t=0,05; p=0,961 t=-0,64; p=0,531											
	Kontrola	6,56	0,04	0,94	0,01	11,05	0,12	11,79	0,11	0,11	0,00	160,90	9,84
11/07/2013	P13	6,48	0,04	0,92	0,02	10,88	0,18	11,83	0,06	0,11	0,00	170,18	10,67
		t=0,44; p=0,666 t=0,71; p=0,944 t=0,31; p=0,764 t=0,53; p=0,605 t=1,74; p=0,105 t=-0,91; p=0,379											
11/07/2013	Kontrola	6,47	0,03	0,92	0,02	11,11	0,20	12,13	0,07	0,12	0,00	104,25	13,14
	P13	6,46	0,03	0,92	0,03	11,01	0,27	12,06	0,11	0,11	0,00	122,10	14,69

V letu 2013, podobno kot leto prej, z analizo (t test) ni bilo zaznati nobenih statistično značilnih razlik med proučevanimi talnimi parametri za požgane in nepožgane ploskvice (Pregl. 6).

pH vrednosti tal so bile pri obeh obravnavanjih takoj po požaru in 2 meseca po njem okoli 6,5. Vrednosti se po obravnavanjih niso statistično razlikovale (Slika 20, Pregl. 6).

Tudi količina organskega ogljika v tleh se med obravnavanji in po terminih ni razlikovala. Vrednosti so se gibale okoli 11 % org. ogljika v suhih tleh (Slika 20, Pregl. 6).

Količina N se je pri obeh obravnavanjih v drugem terminu vzorčenja zmanjšala, vendar pa so bile vrednosti v obeh terminih zelo podobne (od 0,92 - 0,94 % skupnega N v suhih tleh).

Zaradi sprememb pri količini skupnega N in organskega C je prišlo tudi do rahle spremembe C/N razmerja (Slika 20, Pregl. 6). To se je pri obeh obravnavanjih pri drugem vzorčenju povečalo (iz $11,79 \pm 0,11$ na $12,13 \pm 0,07$ pri kontrolnem obravnavanju in iz $11,83 \pm 0,06$ na $12,06 \pm 0,11$ pri požganem obravnavanju). Med obravnavanji pa znotraj terminov ni bilo statistično značilne razlike.

Pri požganem in kontrolnem obravnavanju se je v času zmanjšala količina rastlinam dostopnega kalija (iz $160,90 \pm 9,84$ na $104,25 \pm 13,14$ mg K/kg suhih tal pri kontrolnem obravnavanju in iz $170,18 \pm 10,67$ na $122,10 \pm 14,69$ mg K/kg suhih tal pri požganem obravnavanju). Pri požganem obravnavanju je bila v povprečju količina rastlinam dostopnega K v obeh vzorčenjih večja od kontrolnega obravnavanja, razlika pa ni statistično značilna (Slika 20, Pregl. 6).

Količina žvepla v tleh je bila vseskozi na enaki ravni, in sicer okrog 0,11-0,12 % S v suhih tleh (Slika 20, Pregl. 6).

Tudi to leto je bila količina rastlinam dostopnega P, merjenega z uporabljeno metodo, pod mejo zaznavnosti (<10mg P/kg suhih tal).

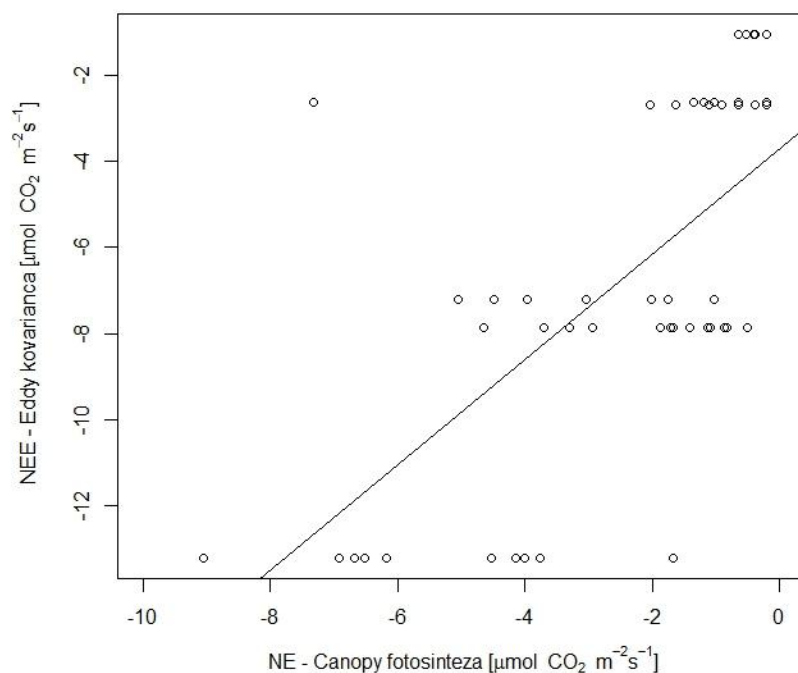
6 RAZPRAVA

6.1 OCENA METOD DELA

Glavna metoda dela pri našem poskusu, meritev fotosinteze sestoja, se je izkazala za primerno metodo za proučevanje trenutnega stanja ekosistema na majhni prostorski skali. Prednost uporabe komore za meritev fotosinteze sestoja je njena prenosljivost. Komoro lahko v kratkem času prenesemo na zeleno mesto in opravimo potrebne meritve. Hitrost merjenja pa nam omogoča hitro menjavanje pozicij merjenja, saj za eno meritev porabimo samo 3 minute.

Majhen obseg komore in zato specifično merjenje na izbranih lokacijah je še ena prednost, ko nas zanima tok CO₂ na določenem mestu ali pa, ko nimamo dovolj površine ali sredstev za merjenje CO₂ toka večjega območja (npr. z napravami za merjenje po metodi Eddy kovariance).

Seveda pa ima, tako kot vse metode, tudi ta svoje slabosti. Sprememba temperature v komori, vpliv na mejno plast zraka, advekcija in turbulenca znotraj komore, izničenje naravnih nihanj zračnega tlaka so le nekateri problemi. Za verodostojne podatke je potrebno komoro pred meritvami dobro prezračiti, potrebno je tudi poskrbeti za dobro tesnjenje komore na podlago, kar je lahko na kraškem terenu, kjer je na površini veliko kamenja, težavno. Pravilen preračun podatkov z zavrženjem »smeti« je ravno tako pomemben za pravilen prikaz rezultatov. Nekateri dvomijo v primernost metode najmanjših kvadratov za izračun spremembe koncentracije CO₂ v komori, zaradi povečanja ali zmanjšanja koncentracije znotraj komore, ki lahko zmoti naraven potek toka CO₂ (Kutzbach in sod., 2007), vendar pa smo pri našem poskusu ob majhnih vrednostih fluksov prišli do ugotovitve, da je metoda dovolj primerna. Primerjava NE, dobljene z metodo meritve fotosinteze sestoja in podatkov NEE, dobljenih z metodo Eddy kovarianca (Slika 21) je sicer pokazala podcenjeno vrednost NE v primerjavi z NEE. Razlog bi lahko iskali v heterogenosti površine in postavitvi ploskev na njej. Ploskve naše raziskave so bile postavljene na površino, kjer je glavna vrsta pokončni stoklasec (*Bromopsis erecta*), v okolici in posledično v območju, ki ga zajema stolp za Eddy kovarianco, pa so tudi velike zaplate fotosintetsko bolj aktivne vrste skalne glote (*Brachipodium rupestre*). To je lahko eden od vzrokov za večje vrednosti v oceni toka C z metodo Eddy kovariance.



Slika 21: Korelacija izmenjave CO₂ po metodi meritev fotosinteze sestoja (NE) in metodi Eddy kovariance (NEE), za podatke NE smo uporabili meritve kontrolnega obravnavanja v letu 2012, za vrednosti NEE pa podatke v istih dnevih ob 12:00.

Figure 21: Correlation of CO₂ exchange derived from canopy photosynthesis (NE) and Eddy covariance (NEE) method. For the analysis NE values from measurements on control plots in 2012 were used and NEE values on the same dates at 12:00 were used.

Manjše anomalije so se pojavljale ob merjenju izmenjave CO₂ ob majhni aktivnosti vegetacije. Pri merjenju regeneracije travnišča po poletnem požaru leta 2012 je po pregledu urejenih podatkov prišlo do zanimive situacije. Fluksi so bili skozi celotno merilno obdobje zelo majhni, NE pa je bil v nekaj primerih celo bolj pozitiven od dihanja ekosistema (podatki niso prikazani). To nelogično ugotovitev bi lahko pojasnili z napako v izračunu fluksov, saj vsaka manjša sprememba v naklonu premice pri izračunu po metodi najmanjših kvadratov lahko pomeni veliko relativno spremembo ob tako majhnih fluksih. Lahko pa bi problem meritev ob majhni količini vegetacije iskali tudi v velikosti merilne komore. Ta je namreč fiksna in se ne prilagaja višini vegetacije. Tako je razmerje volumna komore proti volumnu vegetacije ob takih razmerah, kot so bile ob poletnem požaru (suša, vročina), zelo velik. To bi lahko vplivalo na hitrost spremembe koncentracije CO₂ v komori in s tem tudi na natančnost meritev.

Naslednja slabost je nezmožnost kontinuiranega merjenja zaradi pregrevanja komore in človeških omejitev. V letu 2013 smo ob meritvah fotosinteze sestoja testirali tudi učinek komore na temperaturo in vlago znotraj nje. Podatki, ki smo jih dobili, kažejo, da se odstrta komora med meritvijo neto izmenjave C ogreje za okoli 2 °C, kar se je pokazalo tudi pri nekaterih drugih študijah (Steduto in sod., 2002), medtem ko pri zastri komori ob meritvi respiracije ekosistema ne pride do večjih sprememb temperature, oz. se lahko komora med meritvijo še ohladi.

Obstajajo prozorne komore, ki so jih izdelali za avtomatsko merjenje tokov CO₂ (Li8100A; Licor Inc., Lincoln, NE, ZDA), vendar pa je njihov način izdelave - gre za modificirane komore, s katerimi se sicer meri dihanje tal (višina samo 33 cm, način pokrivanja in odkrivanja) - za merjenje izmenjave CO₂ v višji vegetaciji neprimeren.

Z uporabo komore lahko izmerimo le trenutne vrednosti toka CO₂, zato je informacija, ki jo s tem pridobimo omejena. Natančnejši uvid v naravo tokov ogljika, v njihovo dnevno spremenljivost dobimo s kontinuiranimi meritvami (npr. Eddy kovarianca), ki pa jih ponavadi opravljamo na veliko večji prostorski skali. Pri uporabi komore je bistveno, da meritve opravljamo vedno v istem času dneva v svetlobnih razmerah, ki omogočajo polno aktivnost vegetacije.

Druga metoda, ki smo jo uporabili v nalogi je spektrometrija, s katero smo merili indeks NDVI. Ta indeks, ki se ponavadi uporablja za opisovanje deleža zelene vegetacije ter stanja le-te (Carlson in Ripley, 1997), se je tokrat izkazal tudi kot dober približek količine biomase. Čeprav so v preteklosti (Baret in Guyot, 1991) že dokazovali povezavo med NDVI in strukturo (indeks listne površine - LAI) ter aktivnostjo rastlinskega pokrova (delež absorbirane fotosintetsko aktivne radiacije - fPAR), pa je aktivnost z vidika izmenjave CO₂ vendarle odvisna od več dejavnikov. Metoda pa je lahko zelo dobra za nedestruktivno meritev relativne količine zelene biomase na majhnih ploskvicah, kjer odvzem biomase za ugotavljanje deleža zelenega in suhega dela zaradi prostorske omejenosti ploskev ni mogoč. Ob pogledu na sliko korelacije med NDVI in NE (sl. 10 in 12) lahko opazimo tudi linearno zvezo med tema dvema spremenljivkama. To dejstvo bi lahko pomagalo tudi pri oblikovanju ocene aktivnosti biomase na površini na osnovi NDVI

Pri uporabi drugih metod ne navajamo nobenih posebnosti. Merjenje temperature in vlage tal na mestu požiga je potekalo brez težav. Do izpada podatkov pa je prišlo v letu 2013, ko so bili ob začetku poskusa s ploskve ukradeni zapisovalniki podatkov.

6.2 GLAVNE ZNAČILNOSTI POSKUSOV

6.2.1 2010

Povod za raziskavo regeneracije travišča po požaru je bil naravni, s strani bližnje železnice povzročeni požar. Ta je zajel tudi travišče v neposredni bližini stolpa za meritve izmenjave ogljika na kraškem travišču z metodo Eddy covariance. Ker pa je bil to slučajen oz. nekontroliran požar, je bilo nemogoče začeti z meritvami takoj po motnji. Tako nismo mogli izmeriti, kakšna je izmenjava ogljika med traviščem in atmosfero takoj po požaru. Meritve, ki so se začele 1 mesec kasneje, pa so v začetku pokazale podobne vrednosti izmenjave CO₂ pri obeh obravnavanjih, kontrolnem in požganem. NE travišča je bila majhna, skoraj nevtralna, kar nakazuje na zelo majhno ponorno moč ekosistema v tem času. Prejšnja raziskava, ki je vključevala merjenje izmenjave CO₂ z metodo Eddy covariance na istem pašniku, je sicer pokazala, da je ponorna moč travišča v tem času lahko že kar velika ($NEE_{\text{april}2009} = -34 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2}$). Temu pa ni bilo tako aprila 2010, ko je bil $NEE = 27,4 \text{ CO}_2 \text{ m}^{-2}$, kar je kazalo na neto vir ekosistema. Razlog za majhno izmenjavo CO₂ je majhna aktivnost vegetacije zaradi neugodnih vremenskih razmer. Ker je bila temperatura zraka takrat že kar ugodna za razvoj vegetacije, gre razlog iskati v majhni

količini padavin (30,4 mm v marcu in 37,8 mm v aprilu 2010) in posledično majhni vlažnosti tal pašnika. Tudi NDVI meritve potrjujejo zelo majhno količino zelene biomase na traviščnih tleh v tem času. Izmenjava CO₂ je bila pri obeh obravnavanjih skozi merilno obdobje zelo podobna, čeprav so bile nekatere mikroklimatske komponente različne.

6.2.2 Leto 2011

V poskusu naslednje leto (2011) smo zaradi nadzorovanega požiga lahko spremljali regeneracijo vegetacije takoj po odvzemu nadzemnih delov zaradi požara. NE kontrolnih ploskev je bila skozi celotno obdobje meritev negativna. Zaradi odstranitve vegetacije, ki bi sicer vršila fotosintetsko vezavo CO₂, so požgane parcele takoj po požaru postale neto vir C. Časovno obdobje, v katerem se je izmenjava ogljika na požganih parcelah približala tisti na kontrolnih parcelah, je bilo približno en mesec. Kasneje sta so bile vrednosti NE, prav tako pa tudi NDVI za oceno zelene biomase, pri obeh obravnavanjih precej izenačene. Tudi ob padavinskem dogodku v sicer sušnem obdobju, avgusta 2011, so vrednosti NE obeh obravnavanj podobno narasle, kar se je pokazalo tudi na večjemu NDVI.

Med merilno sezono parcel nismo ogradili, da bi jih pustili v enakih razmerah, kot okoliški pašnik. Tekom merilne sezone pa smo ocenili, da živali bolj privlačijo deli, ki so bili požgani. Zato smo se odločili v naslednjem letu preveriti še to motnjo, ki je po našem mnenju vplivala na nadaljnji razvoj vegetacije po požaru.

Ob spremljanju regeneracije travišča smo opazili razhajanja med aktivnostjo (NE), ki se je po požigu relativno hitro izenačila s kontrolo, ter količino biomase in NDVI, ki sta ob koncu sezone med obravnavanji precej različna. Da bi dobili boljšo sliko o regeneraciji travišča na daljši rok smo se odločili meritve na ploskvah, požganih leta 2011, opravljati tudi naslednje leto.

6.2.3 Leto 2012

Aktivnost travišča je tudi v letu 2012 sledila razvoju tamkajšnjih mikrometeoroloških razmer. Takoj po požaru je bilo talne vlage dovolj za normalno rast in razvoj vegetacije. Kljub temu pa aktivnost, vrednotena kot NE, ni bila velika; majhne so bile tudi vrednosti indeksa NDVI. Razlog za to je najverjetneje nizka temperatura tako tal kot ozračja. Nasploh pa je bilo zaznati razliko v temperaturi tal in SWC pri požganih in kontrolnih parcelah. Temperatura tal je bila skoraj celotno merilno obdobje večja v požganih tleh, podobno je bilo tudi s SWC. V primerjavi s kontrolo smo večjo talno vlago opazili tudi na parcelah, požganih leto prej, še bolj pa je bila ta razlika izražena pri parcelah, požganih isto leto. Večja talna vlaga na požganih tleh kaže na dejstvo, da je poraba vode s strani vegetacije - proces evapotranspiracije, večja od same evaporacije iz golih oz. malo poraščenih tal.

Učinek spomladanskega požara na izmenjavo C na požganih parcelah je bil samo prehoden in je trajal le 1 mesec po požigu. Kasneje, v juniju, se je zaradi močne suše NE in respiracija pri vseh obravnavanjih zmanjšala na minimalen nivo. Do konca meritev se vrednosti niso povečale. Takšne ekstremne meteorološke razmere so običajne za ta predel Slovenije in so en glavnih razlogov za požare sredi poletne sezone. Tudi v tem letu se je

konec julija v bližini naše raziskovalne ploskve (samo nekaj 100 m stran) dogodil velik požar, ki je zajel pašnike, površine v zaraščanju in gozd (Race, 2012). To priča o sušnih razmerah v takratnem letu.

V tem letu smo preverjali tudi ali obstaja kakšna razlika med regeneracijo travišča, ki je po požaru ostalo dostopno živalim, in ograjenega dela.

Niti na kontrolnih niti na požganih parcelah ni bilo opaziti pričakovane manjše aktivnosti travišča zaradi obžiranja. V andskih traviščih so ugotovili, da je požar bolj pomembna motnja kot paša, vendar pa so bili požari v času raziskave pogosti, paša pa majhne intenzitete (Carilla in sod., 2011). V preriji v Severni Ameriki pa so MacNeil in sod. (2008) ugotovili, da so za procese v ekosistemu bolj kot paša in pašni sistemi pomembne meteorološke razmere (padavine). Je pa interakcijo požar/paša težko določiti, saj se vpliv ene na drugo kaže šele po daljšem času. Požar vpliva na pašo s spremembo vzorca paše na veliki prostorski ravni, paša pa enako lahko vpliva na količino goriva, ki je na voljo za razvoj požara. Dolgotrajna in številčna paša lahko onemogoči požaru nadaljnji razvoj, saj zmanjša količino goriva. V Južni Ameriki so Abril in sod. (2005) izmerili večjo koncentracijo SOC na požganih nepašenih tleh, na pašenih pa je bila ta količina manjša. Eden od razlogov, zakaj v našem poskusu ni bilo vidnih razlik v izmenjavi CO₂ med pašeno in nepašeno površino, bi lahko bila velikost ploskev, v primerjavi s celotnim pašnikom in z obtežbo živali. Pred postavitvijo ograd smo predvidevali, da bodo živali bolj in raje obžirale dele travišča, ki so bili požgani. Tako se je pokazalo v drugih poskusih. V poskusu v J. Afriki (Archibald in sod., 2005) so pokosili del parcel in tako ustvarili cone povečane paše, kar se je pokazalo na povečanem številu iztrebkov na tem območju. Ko je nato del teh parcel zajel požar, pa se je pokazalo, da iz nepožganih pašenih parcel v bližini požara živali odhajajo na požgan del, medtem ko pri bolj oddaljenih parcelah ni bilo razlike v številu živali. MacNeil in sod. (2008) so ugotovili, da je bilo po požaru na površini travišča v močno pašeni preriji več zelene, pa tudi odmrle vegetacije, kot na površini, kjer se je paslo govedo. Tako se je zmanjšal tudi tok CO₂ v ekosistemu. Nasprotno pa nekateri avtorji (Owensby in sod., 2006; Risch in Frank, 2006) navajajo, da je ob pravi obtežbi lahko paša v smislu ogljikovega kroženja nevtralna.

Na naši raziskovalni ploskvi, ob tako majhni obtežbi pašnika, ni velike verjetnosti, da bi živali prišle prav na požgane ploskve. Ob tem pa ni zanemarljivo dejstvo, da so v tem letu še zmanjšali število živali na pašniku, kar je še dodatno pripomoglo k manjši verjetnosti za prihod živali na del pašnika, zajet v raziskavo.

Analize tal med obravnavanji niso pokazale večjih razlik. Največje odstopanje od ostalih je bilo zaznati pri količini rastlinam dostopnega kalija pri obravnavanjih, požganih isto leto. Kalija je bilo v prvih dveh vzorčenjih v tleh teh obravnavanj (pašenih in nepašenih) več. Razlog za to razliko bi lahko iskali v veliki količini kalija v pepelu. Zanimivo pa je, da se količina rastlinam dostopnega fosforja, ki je na tem območju pogosto omejitveni dejavnik rasti, ni povečala, oz. je pri analizah ostala pod vrednostmi, ki jih naprava še zazna (pod 10 mg/kg suhih tal), pa čeprav ga je, tako kot kalija, v pepelu zelo veliko.

6.2.4 Leto 2013

Tudi v zadnjem letu poskusa so meritve fotosinteze sestojala odražale vpliv meteoroloških razmer na regeneracijo vegetacije po požaru. Takoj po požaru je bilo vlage dovolj za rast in razvoj, so pa majhne temperature tal pred požarom nadaljnji razvoj zavrle. Kasneje so se razmere izboljšale, tako da se je začela povečevati tudi izmenjava C med traviščem in atmosfero. Požgano travišče je bilo neto vir v času meritev le malo časa, samo 3 meritve po požaru je bila vrednost NE že negativna, kar priča o ugodnih razmerah za rast. To leto se požgano travišče z vidika aktivnosti vegetacije (NE) ni približalo kontrolnim parcelam do meritev v juniju, ko so bile razmere za rast zaradi večje količine padavin zelo ugodne. Podobno dinamiko odraža NDVI. Tako vsebnost hranil v tleh kot tudi dihanje tal je bilo nasprotno skozi celotno obdobje meritev pri obeh obravnavanjih na enakem nivoju. To kaže na nespremenjenost razmer oz. na zanemarljiv vpliv travniškega požara na dogajanje v tleh. V tem letu smo preverjali tudi, kako požar vpliva na različne funkcijske skupine vegetacije, saj smo vzorčeno biomaso razdelili še na funkcionalne skupine. Kot je razvidno iz podatkov, se je po požaru spremenil delež trav in hamefitov, delež ostalih skupin pa je ostal bolj ali manj nespremenjen. Zaradi značilnosti teh dveh skupin vegetacije je ta sprememba kar pričakovana. Pojasnujemo jo v poglavju 5.4.2.

Spremembe po požaru pa ponovno ni bilo opaziti pri analizah talnih vzorcev, saj se količina kateregakoli merjenega parametra v tleh ni spremenila do te mere, da bi lahko govorili o resnejšem vplivu požara na tla.

V letu 2013 zaradi kraje zapisovalca podatkov nismo pridobili podatkov o temperaturi in vlagi tal na požganih in komplementarnih kontrolnih parcelicah. Zaradi tega tudi ni bilo možno pojasniti podatkov meritev fotosinteze sestojala v odvisnosti od tega parametra.

6.3 VREDNOTENJE IZMENJAVE OGLJIKA PO METODI MERITEV FOTOSINTEZE SESTOJA

Metoda meritev fotosinteze sestojala se je pokazala kot dober način za prepoznavanje dogajanja v okolju po požaru na ravni izmenjave CO₂. Tako smo lahko po podatkih skleпали o postopnem povečanju ponorne moči poskusnih ploskev po požaru. Fluksi CO₂ so se neposredno po motnji pričakovano zmanjšali, tako da je površina postala neto vir ogljika v ekosistem. To dejstvo ni nič nenavadnega, saj je ob požaru zgorela večina nadzemnih, fotosintetsko aktivnih delov vegetacije. Čas, v katerem so se fluksi požganih ploskev izenačili ali pa vsaj približali tistim na kontrolnih ploskvah, v večini primerov ni bil različen, trajalo je okoli 1 meseca, da se je vzpostavila enaka aktivnost na ravni izmenjave CO₂. Drugače se je ekosistem odzival le v letu 2012, ko so fluksi CO₂ požganih obravnavanj zelo hitro, v roku 2 tednov, dosegli sicer zelo majhen nivo tistih na kontrolnih ploskvah. Razlog za to pa je bil v majhni splošni aktivnosti vegetacije v času požara, ki jo pripisujemo nizkim temperaturam.

Meritev fotosinteze sestojala se je pokazala kot parameter, ki je odziven tudi na večje spremembe v meteoroloških parametrih, kot so temperatura in količina padavin, ki ju neposredno povezujemo s temperaturo in vlago tal. Večji padavinski dogodek v sušnem obdobju, kot je bil tisti v poskusu leta 2011, je ponovno aktiviral procese v ekosistemu, kar se je odrazilo na povečani izmenjavi CO₂. To so opazili tudi v študiji na subtropskem

travišču v Teksasu (Kjelgaard in sod., 2008), kjer navajajo, da je izmenjava C povezana predvsem s padavinskimi dogodki v neposredni preteklosti in ne toliko s predhodno vlago tal.

Nizke temperature, ob sicer dovolj veliki vlagi tal, so v naši raziskavi zavirale rast vegetacije (v začetku poskusa leta 2012), kar je posledično pomenilo tudi manjši tok ogljika tako v ekosistem in iz ekosistema. Znano je, da je fotosinteza, ki jo vršijo rastline, največja samo v določenem optimalnem razponu temperature. Enako pa velja tudi za proces dihanja, tako rastlin (Lambers in Ribas-Carbo, 2006) kot tudi talne biote (Lloyd in Taylor, 1994). Sušno obdobje v poletnih mesecih pa je seveda zmanjšalo izmenjavo CO₂ na minimum. Tudi v nekaterih drugih poskusih (npr. Suyker in Verma, 2003) na traviščih so ugotovili, da je največji vir variabilnosti v izmenjavi ogljika stres, povezan z dostopnostjo vode.

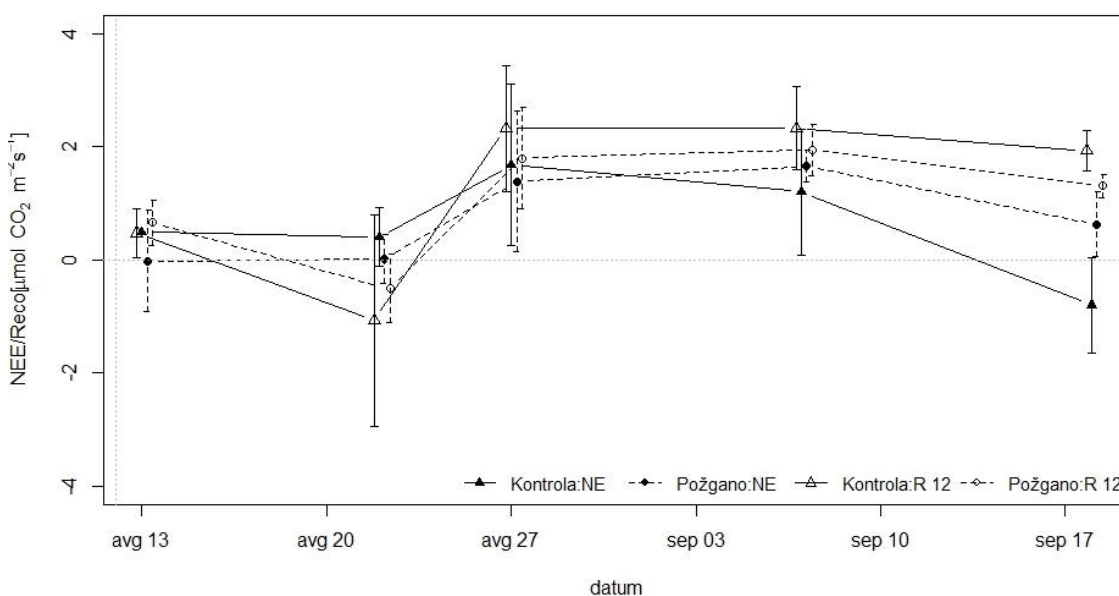
Merjenje dihanja ekosistema, ki smo ga izvajali z zastrto komoro, je pokazalo obratno sliko merjenja območja z odstrto komoro. Aktivnost dihanja ekosistema se je povečevala ob povečani skupni izmenjavi CO₂ in zmanjševala pri manjši skupni aktivnosti ekosistema. Trend sprememb je bil bolj umirjen kot pri celotni izmenjavi CO₂. To kaže na manjšo občutljivost skupnega dihanja ekosistema na spreminjanje aktivnosti vegetacije in tudi meteoroloških parametrov, seveda, če ga primerjamo s spremembo NE ekosistema. K dihanju ekosistema poleg avtotrofnega dihanja (dihanja nadzemnih delov rastlin in dihanja korenin) prispeva tudi heterotrofno dihanje (dihanje organizmov v tleh). Delež, ki ga v R_{eco} predstavlja dihanje tal (korenine, talna biota), je lahko zelo velik. Tudi na ekosistemski ravni namreč dihanje tal presega dihanje nadzemnih delov rastlin (Chapin III in sod., 2002).

Več naših podatkov nakazuje, da je učinek požara na tla zaradi majhne intenzitete požara zanemarljiv. Zato lahko pričakujemo, da respiratorni potencial požganih tal v primerjavi z nepožganimi ni bistveno zmanjšan. Pomembno omejitev heterotrofnega dihanja pa bi lahko pomenila prekinitev dobave dihalnega substrata (fotoasimilatov) takoj po požaru oz. njegova zmanjšana dobava v obdobju regeneracije. Po drugi strani je lahko dihanje tal na požganih površinah spodbujeno zaradi nekaj višje temperature. Skupni učinek je lahko relativno nespremenjeno dihanje tal po požaru, ki smo ga potrdili tudi z direktnimi meritvami v letu 2013. Zato sklepamo, da je R_{eco} v primerjavi z NE manj spremenljiv ravno zaradi stabilne talne komponente ekosistemskega dihanja.

Veliko avtorjev je pokazalo občutljivost in hiter premik vrednosti dihanja ekosistema ob padavinskih dogodkih po sušnem obdobju (Flanagan in sod., 2002; Suyker in Verma, 2003), v našem poskusu pa izmenjave CO₂ nismo merili neposredno po padavinah, tako da o takšnih spremembah ne moremo govoriti.

Splošno se je v naših poskusih ekosistem po požaru odzval relativno hitro. Vsi poskusi so se začeli s požarom v pomladanskem času. Poleg poskusov z nadzorovanimi pomladnimi požigi, smo leta 2012 v poletnem času merili tudi izmenjavo CO₂ na pogorenem pašniku v neposredni okolici našega poskusa. Na tem območju je namreč 12. avgusta izbruhnil požar, ki je zajel 337 ha gozda in travišča in se razširil proti Črnemu Kalu. Na podlagi meritev fluksov CO₂ (Slika 22) bi lahko rekli, da si vegetacija na pašniku še dolgo od izgube nadzemnih delov ni opomogla. NE je bila še 1 mesec po požaru zelo majhna. Razlog za to pa gre iskati v obdobju, v katerem se je požar dogodil. To je bilo obdobje z

zelo malo ali celo nič padavinami, ki je idealno za vzpostavitev razmer za hitro širjenje ognja (majhna talna vlaga, suha vegetacija, veliko opada, veter). Tako se aktivnost vegetacije z vidika izmenjave CO₂ do konca merilnega obdobja ni povečala. Tudi po septembrskih padavinah, ko nepogoreli del pašnika spet deluje kot blag ponor C, na pogorelih površinah beležimo neto tok C iz ekosistema. Glavne razlike med pomladanskim in poletnim požarom so v fazi rastne sezone vegetacije ter v meteoroloških razmerah. Spomladi je v tleh in rastlinah ponavadi več vlage. Poleti so rastline v mediteranskem okolju največkrat že opravile s svojim letnim ciklom, na travišču je več suhega opada, še bolj pomembno pa je suho okolje, ki še dodatno promovira požare.



Slika 22: Časovni potek meritve fotosinteze sestoja na območju poletnega požara leta 2012: neto izmenjava C (NE, polni simboli) in ekosistemske respiracije (Reco, prazni simboli) za požgano (P; črtkana črta) in kontrolno (K; polna črta) obravnavanje s povprečji in standardnim odklonom (n=9)

Figure 22: Time course of canopy photosynthesis measurements on the site of a summer fire in 2012: net C exchange (NE, closed symbols) and ecosystem respiration (R_{eco}, open symbols) for burned (P; dashed line) and control (K; black line) treatments, means and s.d. presented, n=9

Vsekakor bi bilo zelo koristno natančneje preveriti občutljivost kraškega ekosistema na požare v različnih delih sezone, ko lahko količina goriva in vremenske razmere močno vplivajo na intenziteto in širjenje požara, razpoložljivost vode po požaru pa na regeneracijo. Zaradi izjemnega tveganja za nastanek požara večjih razsežnosti, se za kontrolirane poskuse s požigi v visokem poletju nismo odločili.

6.4 VEGETACIJA

Vrednosti NE niso edini, niti ne zadostni pokazatelj regeneracije vegetacije na požganih tleh. Ob pregledu podatkov NDVI indeksa lahko opazimo, da je v letih z več padavinami pri požganih obravnavanjih, v primerjavi s kontrolnimi, prisotne manj zelene, aktivne vegetacije skozi celotno obdobje aktivne rasti, čeprav sta obe obravnavanji na enaki ravni po izmenjavi C. To bi lahko pomenilo, da je bila vegetacija na požganih parcelah bolj aktivna zaradi večje talne vlage (Sharrow in Wright, 1977) in mogoče tudi zaradi več

hranil, prenesenih iz pepela v požgana tla (Singh in sod., 1991). Razlog bi lahko bil tudi hitra razrast na motnje bolj prilagojenih vrst (Overbeck in Pfadenhauer, 2007), predvsem trav, katerih fotosintezna aktivnost je lahko veliko večja (Feldman in sod., 2004). Tehtanje odvzete biomase v dveh terminih leta 2013 pa je pokazalo, da je bilo na požganih ploskvicah po 2 mesecih od požara manj zelene vegetacije kot na kontrolnih ploskvicah, medtem ko je bila pri odvzemu konec avgusta količina zelene biomase na požganih tleh že večja od tiste na kontrolnih. Razlog bi lahko iskali v ugodnejših svetlobnih razmerah, saj je bilo ob požaru odstranjene večina suhe vegetacije, ki bi drugače zastirala in s tem tudi deloma ovirala rast in razrast aktivne vegetacije.

Kot se je pokazalo v analizah biomase rastlin različnih funkcionalnih tipov v zadnjem poskusu, bi požar lahko imel negativen vpliv na skupino hamefitov (polgrmi, blazinaste rastline). Življenjska oblika hamefitov, torej olesenelo steblo in odganjanje ter rast pri tleh, jim omogoča dobre zmožnosti preživetja v ekstremnih razmerah mrzlih zim in vročih, suhih poletij. Ker pa so te rastline trajnice ali pa vsaj večletnice z izpostavljenimi organi nad tlemi, so na izgubo nadzemne biomase bolj občutljive, čeprav lahko po požaru hitro odženejo iz podzemnih brstov (Overbeck in Pfadenhauer, 2007). Ob požaru, če je požar dovolj močen, olesenelo steblo zgori, kar prispeva k toplotnemu učinku, hkrati pa to pomeni tudi veliko izgubo hranil za rastlino. To dejstvo pa lahko apliciramo tudi na druge skupine vegetacije, ki jih v poskusu nismo preučevali. Namreč, dovolj pogosti požari so na travišču lahko pomembni tudi zaradi svoje očiščevalne funkcije, ker lahko vzdržujejo število grmičastih in drevesnih vrst, ki bi drugače prevladale (Wright in Bailey, 1982).

Vegetacija na submediteranskem pašniku je zaradi specifik podnebja znano prilagojena na sezonsko ponavljajoče neugodne rastne razmere, ki s tlemi, ki so dokaj revna s hranili, ter z malo padavinami in visoko temperaturo omejujejo obstoj in razvoj življenja v takšnem mejnem ekosistemu. Lesnate rastline so se prilagodile z zapiranjem listnih rež, travniške rastline pa so se prilagodile z odpadanjem listov, s skrajšanjem rastne dobe na ugodne mesece, s trihomi, s kopičenjem biomase v podzemnih organih... V naši raziskavi se prilagoditev na suho okolje vidi pri skupini »Travam podobne rastline« (*Scorzoera villosa*, *Allium scorodoprasum*, *Plantago holostium*,...) . Teh je bilo pri odvzemu biomase v maju še okoli 30 % zelene biomase, pri odvzemu avgusta pa te funkcionalne skupine skoraj ni bilo prisotne. Na pašniku so, kot je razvidno iz analiz biomase, v veliki meri prisotne trave. Le-te po odmrtnju ali odstranitvi nadzemnih delov ponovno odženejo iz zaščitene brstov ali pa nadaljujejo rasti iz interkalarnih meristemov (Zedler, 2005), zato je hiter odziv pričakovan. Zaradi značilnosti trav in še drugih skupin travniških rastlin, da večino zaloge hranil shranjujejo v podzemnih organih, večji stresorji, kot je tudi požar, na takšne rastline ne vplivajo v tako veliki meri, kot na rastline z velikim deležem biomase nad tlemi. Podobno kot po sušni dobi ali pa po obžiranju rastlinojedcev se s ponovno rastjo in razvojem odzovejo tudi na požar. To pa je seveda možno le ob ugodnih vremenskih razmerah (Sharrow in Wright, 1977) (dovolj padavin in dovolj velika temperatura tal, sončno obsevanje), ki so se v času naših poskusov razlikovale od leta do leta. Če so bile rastline v času požiga še v dormantnem stanju ali pa so šele začele odganjati, požar ni imel večjega vpliva na njihovo rast, saj je požig pomenil le odstranitev posušenih delov iz prejšnjih sezon. Le-teh je bilo, kakor je razvidno iz analiz biomase, v spomladanskem času prisotnih največ. Rastline so se v požganem in kontrolnem

obravnavanju z rastjo odzvale šele ob zadostni vlagi tal in temperaturi. Če pa so bile meteorološke razmere pred požigom ugodnejše (prisotno dovolj vode v tleh, ugodna temperatura), ob tem da so na z opadom še vedno bogatem travišču rastline že bile aktivne in s tem tvorile zelene poganjke, je požar pomenil večjo motnjo za njihov nadaljnji razvoj. Z odstranitvijo zelenih delov na požganih parcelah se je vsaj za 1 mesec zmanjšala njihova sposobnost asimilacije CO₂.

6.5 TLA

Analize tal v zadnjih dveh letih so dale nepredvidene rezultate, saj med obravnavanji z malimi izjemami ni bilo zaznati posebnih razlik. Vrednosti so bile približno takšne, kot v raziskavi na pašenih površinah v okolici (Eler, 2007), manjše so bile vrednosti rastlinam dostopnega K, izmerjen pa je bil večji delež C in N v tleh.

Pepel, ki smo ga analizirali, vsebuje velike količine elementov (povprečno 1482 mg P/kg in 11355 mg K/kg), ki jih v tem ekosistemih primanjkuje. To še posebej velja za količino P, katerega vsebnost v tleh je bila skozi celotno merilno obdobje pod mejo zaznavnosti (<10mg/kg suhih tal). Zaradi tega dejstva smo pričakovali, da bo velika količina P v pepelu pripomogla k povečanju količine rastlinam dostopnega P v tleh na požganih ploskvah. Čeprav bi pepel lahko vplival na potek procesov v tleh, kar bi se kasneje poznalo tudi v rasti in aktivnosti rastlin, se to ni zgodilo.

Količina pepela, nastala pri gorenju na pašniku, ki je bil objekt naše raziskave (povprečno 19 g/m²), je verjetno premajhna za večji gnojilni učinek. Razlog za to je seveda majhna količina biomase na travniku, ki je na voljo za gorenje. V letu 2013 je bilo biomase v času požara le za ok. 500 g SS/m² (ki vsebuje ok. 28 mg P). V nekaterih bolj produktivnih travniških ekosistemih je bil opažen učinek popožarnega okolja na rast vegetacije, vendar pa je ta učinek lahko splet več dejavnikov, ne samo dostopnosti hranil (svetlobne, vodne razmere, povečanje količine opada (Sharrow in Wright, 1977; Zedler, 2005). Zaradi specifičnih razmer v primorskem delu Slovenije, s čimer mislimo na pogosto močan veter (Grisogono in Belušić, 2009), pa je možno tudi, da se je del pepela izgubil z vetrno erozijo, ki je zaradi ogoljenosti površine po motnji pomemben spremljajoč pojav požarov (Certini, 2005; Vermeire in sod., 2005). To dejstvo bi lahko še dodatno zmanjšalo možnost vstopa hranil iz pepela v tla.

Zanimivo je tudi, na prvi pogled, značilno zmanjšanje pH tal po požaru v letu 2012. Običajno se pH tal zaradi vnosa topnih bazičnih kationov po požaru v kisljih tleh opazno poveča (npr. Martínez-Murillo in sod., 2014), v manj kisljih ali bazičnih tleh pa navadno to povečanje ni opazno. Še manj verjetno pa je zmanjšanje pH tal po požaru, če vemo, da je pH pepela, ki smo ga analizirali, veliko večji od pH tal (pH pepela ok. 10). To zmanjšanje, prav tako pa tudi večja variabilnost vrednosti nekaterih drugih parametrov po požaru (še posebej v letu 2012), je zato verjetno le odraz velike heterogenosti tal zaradi velike količine skal na poskusni ploskvi, s tem pa tudi oteženega vzorčenja tal.

Če požar ni kaj dosti vplival na kemijsko sestavo tal, pa je bilo v požganih tleh še nekaj časa opaziti večjo količino vlage in povišano temperaturo. Višja temperatura tal v požganih tleh bi lahko bila posledica spremembe albeda površine. Santos in sod. (2003) so v raziskavi v Campo Sujo savani izmerili višjo temperaturo in manjši albedo površine

takoj po požigu. Zmanjšanje so pripisali potemnitvi površine in večji absorptivnosti pepela na požganih tleh.

Razlog za povečanje temperature bi lahko iskali tudi v odstranitvi vegetacije, žive in odmrle, in tako povečani izpostavljenosti tal soncu. Sharrow in Wright (1977) so na podlagi primerjave med temperaturo tal požganih, pokošenih in kontrolnih tal ugotovili, da je bila povečana temperatura v požganih tleh posledica pomanjkanja vegetacijskega pokrova, ne pa absorptivnosti pepela. Ravno zaradi manj aktivne vegetacije pa lahko pojasnimo tudi večjo vlago tal v požganih tleh. Kot je znano, rastline v procesu transpiracije porabijo veliko vode, več, kot bi se je izgubilo iz tal samo z izhlapevanjem. Ugotovitve glede vlage tal po požaru se razlikujejo. Vermeire in sod. (2005) pri kontroliranih požigih v preriji niso opazili spremembe v vsebnosti talne vode, kar so pripisali predvsem peščenim tlam, ki imajo zelo majhno zadrževalno kapaciteto za vodo. Ross in sod. (1997) so v Novi Zelandiji v tleh travišča po požaru izmerili manjšo vlago kot pri kontrolnem obravnavanju. Razlog za to naj bi bila večja količina opada ter večja površina tal pod rastlinskim pokrovom na nepožganih tleh. Ugodnejše razmere v tleh bi lahko bile razlog za hitro regeneracijo in veliko aktivnost (v smislu toka C) nove vegetacije, ki je začela z rastjo po požaru.

Čeprav smo sprva pričakovali, da bo zaradi odstranitve vegetacije, gnojilnega učinka pepela ter spremenjenih mikroklimatskih razmer med kontrolnim in požganim obravnavanjem prišlo do sprememb v dihanju tal (kot je predlagano v drugih študijah, npr. Ross in sod. 1997), se to ni dogodilo. Neznatne spremembe v količini talnega organskega ogljika, ki so jih ugotovili tudi ponekod drugod (Fynn in sod., 2003; Ojima in sod., 1994) kažejo, da med požarom ni prišlo do zgorevanja organske snovi, ki bi zmanjšala dihanje tal. To je lepo videti tudi ob pogledu na temperaturo, ki jo je dosegel požar tik nad tlemi. Le-ta je bila v povprečju ok. 190 °C, kar pa je veliko premalo za kakšen večji učinek na organsko snov, če vemo, da do večjih sprememb v njeni količini pride pri temperaturah tal od 200 – 250 °C, do popolnega uničenja pa pri temperaturi ok. 460 °C (Certini, 2005). Nespremenjene razmere v tleh z vidika hranil in pH, in tako kratkotrajen učinek požara na procese nad tlemi, seveda niso mogli privedi do kakšne večje spremembe v aktivnosti talne biote, niti do odmrtnosti podzemnih rastlinskih organov.

Odsotnost značilnih sprememb v vsebnosti hranil in poteku procesov v tleh je še en pokazatelj majhne pomembnosti požara v primerjavi z drugimi okoljskimi dejavniki na nizkoproduktivnem kraškem pašniku.

7 SKLEPI

V vseh naših poskusih se je pokazalo, da ima požar, kot je pričakovano, vpliv na aktivnost in regeneracijo travišča, vendar pa so ti učinki vsaj s strani izmenjave CO₂ med ekosistemom in atmosfero kratkotrajni.

Požgana površina po površinskem požaru na kraškem pašniku je za kratek čas postala neto vir ogljika. Čas, ki je bil potreben za doseg ponorne moči kontrolnih površin, pa je bil odvisen od vremenskih razmer v času požara, in je običajno trajal 1 mesec. Ker so padavine in temperatura v sušnih ekosistemih glavni vir variabilnosti rasti in razvoja vegetacije (Jongen in sod., 2011; Ma in sod., 2007; Xu in Baldocchi, 2004), so le-te določale, kako hitro bo ponovno odgnala vegetacija na požganem območju. V primeru suše je bil ta čas daljši, v boljših rastnih razmerah pa so površine kmalu ozelenele. Na podlagi teh opažanj lahko potrdimo prvo hipotezo naloge.

V analiziranem pepelu je količina nekaterih mineralnih hranil (kalij in fosfor), ki jih v proučevanem ekosistemu primanjkuje, zelo velika. Kljub temu pa v tleh nismo izmerili značilnih razlik v proučevanih parametrih, ki bi bile ob požaru v ekosistemu z več biomase (npr. gozd) veliko izrazitejše. Gnojilni učinek požara tako ni bil izražen. Zaradi majhne silovitosti požara tudi ni prišlo do izgub hranil iz ekosistema. Požar ni vplival na spremembo pH in tudi na količino skupnega N v tleh. Majhna količina biomase in s tem tudi majhna količina pepela sta glavna razloga za nespremenjenost vsebnosti hranil v tleh. Na ploskvah tudi nismo izmerili značilnih sprememb v dihanju tal, kar kaže na odpornost talnih procesov na nadzemno motnjo. Drugo hipotezo, v kateri smo predvideli pomembne spremembe v mineralni prehrani, s tem zavrnamo.

Izpostavljenost obžiranju živali ni vplivala na tokove ogljika (NE, R_{eco}). Razlog je bil verjetno majhna velikost ploskev, ki niso bile dovolj atraktivne za pašo, in zelo majhna obtežba ekstenzivnega pašnika. Tako ne moremo z gotovostjo trditi, ali je, iz vidika ogljikove bilance, paša pomemben dejavnik regeneracije travišča po požaru, kar smo omenili v tretji hipotezi.

Tok ogljika v proučevanem ekosistemu je povezan s prisotnostjo motenj (požar, paša), ki vplivajo tudi na vegetacijsko sestavo travišča. Po požaru se je malenkostno spremenila sestava funkcionalnih skupin vegetacije, in sicer se je zmanjšala masa skupine hamefitov, verjetno zaradi prizadetosti olesenelih nadzemnih organov. Vpliv motenj pa je močno povezan z ugodnostjo trenutnih vremenskih razmer in razmer v kasnejših mesecih regeneracije travišča. S tem lahko potrdimo četrto hipotezo.

Z nadaljnji raziskavami bi lahko še podrobneje proučili funkcijo požara na proučevanem območju. Osredotočili bi se lahko na požige v različnih sezonah leta in raziskali vpliv požara na spremembe v sestavi talne biote, na simbiotske procese pod tlemi ter še bolj na spremembe v vrstni sestavi vegetacije. Tako bi pridobili še bolj celosten pogled na potek kroženja ogljika na kraškem pašniku po požaru.

8 POVZETEK (SUMMARY)

8.1 POVZETEK

V proučevanje kroženja ogljika so v zadnjem času poleg globalno in gospodarsko pomembnejših ekosistemov (npr. gozdov, njivskih površin) vključeni tudi takšni, ki so zaradi manjše produktivnosti za rabo manj zanimivi. Zaradi specifičnih značilnosti teh ekosistemov lahko z raziskavami v teh okoljih veliko pridobimo.

V naši raziskavi smo se posvetili raziskavam tokov ogljika in proučevanju učinka požarov na ekstenzivnih kraških pašnikih. Tudi travišča lahko, podobno kot gozdovi, predstavljajo ponor ogljika. Travniška vegetacija večino fotoasimilatov usmerja v tla, kjer se zato nahaja večina organske snovi in s tem povezane zaloge ogljika (Jackson in sod., 1997). Posamezni procesi v kroženju ogljika, npr. dihanje tal in neto izmenjava C v travščih, so variabilni in močno odvisni od načina rabe, od okoljskih razmer in motenj, ki se dogodijo v nekem ekosistemu. Kraški travniški ekosistemi so zaradi specifičnih lastnosti podnebja in tal, ki so plitva, vsebujejo relativno malo hranil ter imajo majhno zadrževalno kapaciteto za vodo, še posebej odzivni na spremembe abiotskih dejavnikov in na motnje.

Takšno motnjo predstavljajo tudi požari. Požar poškoduje ali popolnoma odstrani nadzemne dele vegetacije ter zaradi povečane temperature tal spodbudi večji tok ogljika iz ekosistema. Po požaru ekosistemi tako za določen čas, odvisno od vrste ekosistema, postanejo neto vir CO₂ za atmosfero. Popožarno okolje pa je lahko zaradi povečane razpoložljivosti mineralnih hranil v tleh in izboljšanih svetlobnih razmer ugodno za ponovno rast in razvoj vegetacije, kar spremeni tokove ogljika.

Ker so posledice požarov specifične za vsak ekosistem, jih ne moremo posploševati. Tudi zato smo se odločili raziskati vpliv požarov na del procesov v kraških traviščih.

Cilji naše raziskave so bili: ovrednotiti posamezne procese v kroženju ogljika na ekstenzivnem kraškem pašniku, povezati C-tokove s spremembami lokalnih abiotskih (mikrometeorološke in talne razmere) razmer ter s pomočjo sprememb v količini in vrstni sestavi vegetacije ugotoviti časovne spremembe teh relacij. Izmeriti smo želeli tok ogljika pred in po požaru, spremljali smo tako kratkoročne kot tudi dolgoročne učinke požara na nivoju tal, vegetacije in fiziološkega odziva vegetacije. V požganih tleh smo želeli ugotoviti tudi spremembe razpoložljivosti glavnih mineralnih hranil. Ovrednotiti smo želeli vpliv pogostosti požara in vpliv druge prisotne motnje (paša) na kroženje ogljika na kraškem pašniku.

Raziskava je potekala od leta 2010 do 2013 na ekstenzivnem kraškem travišču na Podgorskem krasu v submediteranskem delu Slovenije, na lokaciji, kjer se že od leta 2008 izvajajo mikrometeorološke meritve tokov C (Ferlan in sod., 2011). Učinke požarov smo proučevali po požaru 2010 in po kontroliranih pomladanskih požigih v letih 2011-13. Na poskusnih ploskvah velikosti okoli 15 m² smo v približno 2-tedenskih intervalih opravljali redne meritve.

Glavna metoda, s katero smo merili tok CO₂ v in iz ekosistema na majhni prostorski skali, je temeljila na uporabi prozorne komore, povezane s plinskim analizatorjem Li 6400 (LiCor Inc., Lincoln, NB, ZDA). Ob polni osvetlitvi smo merili fotosintezo sestoja (NE), z zastrto komoro pa dihanje (R_{eco}). Z beleženjem spremembe koncentracije in kasnejšim preračunom podatkov smo za vsako meritev, ki je trajala 180 s, izmerili tok CO₂ iz oz. v

atmosfero. V času opravljanja meritev fotosinteze sestojajo s spektrometrijo izmerili še NDVI indeks obravnavanih površin ter vlago tal na merilnih točkah, leta 2013 pa smo v istih terminih izvajali še meritve dihanja tal. V okviru poskusa smo tehtali in analizirali tudi vzorce biomase, leta 2013 smo vzorce razdelili še na glavne prisotne funkcionalne skupine. Leta 2012 in 2013 smo na poskusni ploskvi vzorčili tla ter kasneje z analizami v laboratoriju preverjali velikost nekaterih talnih parametrov (pH, skupni, organski in mineralni C, skupni N, skupni S, rastlinam dostopni K in P).

V času merilne sezone so se na ploskvah zapisovali še podatki kontinuiranih meritev temperature in vlage tal, medtem ko smo podatke mikrometeoroloških meritev (temperatura zraka, padavine) pridobili iz bližnjega stolpa za meritve Eddy kovariance.

Meritve fotosinteze sestojajo so pokazale, da je tok CO_2 na ekstenzivnem pašniku najbolj odvisen od mikrometeoroloških razmer v ekosistemu. V času, ko je vlaga tal zadostna (dovolj padavin), je bila aktivnost vegetacije z vidika toka CO_2 velika, je travišče delovalo kot ponor C (ok. -8 do $-20 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$), v sušnem obdobju pa se je izmenjava zmanjšala na ok. $0 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Površina se odziva tudi na enkratne padavinske dogodke v sušnem obdobju, kar je bilo vidno leta 2011, ko se je NE povečala iz minimalne vrednosti na okoli $-8 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$.

Spomladanski požar je površino prizadel le za kratek čas, povečini se je požgana površina že po enem mesecu vrnila na raven izmenjave CO_2 kontrolnega obravnavanja. Analize biomase in meritve NDVI so pokazale, da sama izmenjava CO_2 ne izraža celotne slike dogajanja v ekosistemu. Količina vegetacije je bila namreč na požganih ploskvah manjša dalj časa. Ker se požari na kraškem območju navadno dogodijo v času, ko večina travniških rastlin še ni ali ni več v aktivni fazi rasti, je njihov učinek majhen. Požar je imel manjši vpliv na sestavo funkcionalnih skupin, v primerjavi s kontrolnim obravnavanjem se je na požganem območju zmanjšala količina hamefitov.

Značilnih sprememb v vsebnosti mineralnih hranil nismo izmerili. Kljub veliki vsebnosti P in K v pepelu in majhnih koncentracijah v tleh se količina teh elementov v tleh ni povečala. Opaziti ni bilo niti povečanja pH, ki se navadno dogodi ob požarih. Meritve dihanja tal niso pokazale večjih sprememb v aktivnosti talne biomase po požaru.

Izpostavljenost paši ni značilno vplivala na tok C na merjenih površinah, razlog je verjetno v majhni obtežbi pašnika in velikosti poskusne ploskve.

Celotna slika naše raziskave kaže, da imajo največji vpliv na funkcioniranje ekosistema vremenske razmere, medtem ko ima požar, zaradi časa, v katerem se dogodi, in zaradi majhne intenzitete, ki je posledica majhne količine razpoložljivega goriva, manjši vpliv.

8.2 SUMMARY

The focus of our research was carbon cycle of extensive karst pastures, main focus being fire effect on the ecosystem. Grasslands, like forests, represent a net sink of carbon. Grassland vegetation directs most of its photoassimilates belowground where most of carbon pool is situated in the form of organic matter (Jackson et al., 1997). Carbon cycling processes, soil respiration and net C exchange in grasslands are variable and highly dependent on land management, environmental conditions and disturbances that cause a pronounced change in an ecosystem. Specific climate characteristics and shallow nutrient poor soil with limited water retention capacity make karst pastures particularly responsive to changes of abiotic factors and to disturbances, one of which is fire.

Fire damages or totally removes aboveground biomass and through higher temperatures increases carbon fluxes from ecosystems. Sink strength is completely diminished and ecosystems become net source of C for a period of time, which differs from one type of ecosystem to another. However, the positive effects of fire, such as the release of nutrients to the soil and better light conditions can later contribute to faster growth and increased C uptake.

Consequences of fire are unique for each ecosystem and cannot be generalized. This is why the research, exploring fire effects on karst grasslands was conducted.

The aims of the research were: to evaluate different processes in C cycling on an extensive karst pasture, to find out the linkage between C fluxes and local abiotic conditions and to give an insight to changes of these relations, given the changes in vegetation biomass and species composition. We measured C fluxes before and after fire and focused on short-term as well as long-term effects on soil, vegetation and physiological vegetation response. Our goal was also to assess possible changes in mineral nutrient availability in burned soil. Influence of fire frequency and an additional disturbance (grazing) was tested.

The research was conducted on an extensive karst pasture at Podgorski kras plateau in sub-Mediterranean region of Slovenia, on a location, where C exchange on a larger scale (Ferlan et al., 2011) is being measured since 2008. The effect of fire was studied after a wildfire in 2010 and after controlled burning of plots in 2011-2013. On ~15-m² research plots regular measurements were made.

Main method used for measuring CO₂ flux in and out of the ecosystem on a small scale, was based on the use of canopy chamber, attached to a gas analyzer Li 6400 (LiCor Inc., Lincoln, NB, USA). Measurement with transparent chamber represents so called canopy photosynthesis (NE), whereas measurement with the chamber, cover with an opaque cloth, represents respiration (R_{eco}). Fluxes of CO₂ were calculated through the change of concentration of CO₂ inside the chamber for each of the measurement, lasting for 180 s. At the same time NDVI (using spectroradiometer) and soil water content of the plots were measured. In 2013 soil respiration measurements were also included. During the trials biomass samples were also analyzed, in 2013 the samples were divided into functional groups. In 2012 and 2013 soil analyses (pH, total, organic and inorganic C, total N, total S, plant available P and K) were made.

During the measuring campaigns soil temperature and soil water content were also logged continuously. Other micrometeorological parameters were recorded on the nearby Eddy covariance tower.

Canopy photosynthesis measurements revealed the CO_2 was mostly dependent on micrometeorological conditions in the ecosystem. In a period of sufficient soil moisture (enough rainfall) large CO_2 fluxes representing vegetation activity were visible and the grassland acted as a net sink of C ($-8 - -20 \text{ CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$) whereas in dry season the fluxes decreased to around $0 \text{ CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$. The plot also responded to single-day rain events in the dry period, seen in 2011, when NE increased from 0 to around $-8 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$.

Spring fires had an effect on the plots for a short time only, in most cases C fluxes on burned area recovered and reached levels of control area fluxes one month after fire. Although informative, NE patterns do not portrait the full picture of ecosystem processes. NDVI and biomass sample analysis actually suggest that lower quantity of biomass persisted on burned plots for a longer period of time.

As most fires in a karst environment occur in a period of reduced plant growth, timing is a big factor limiting fire effect on vegetation. There were some changes in functional group composition after fire. Amount of chamaephytes decreased in comparison to control plots.

There were no major changes in mineral nutrient content of burned soil. Even though amount of phosphorous and potassium in ash was high, that did not contribute to nutrient increase in soil. Soil pH level also stayed on the same level as before fire and no increase, as common after fire events, was measured.

Grazing exposure didn't influence C fluxes of the measured plots, reason being small grazing pressure and size of the experimental plots.

Altogether our research showed the greatest factor, influencing the functioning of extensive karst pasture, was the weather conditions. Due to its timing and small intensity fire, has a less important effect.

9 VIRI

- Abril A., Barttfeld P., Bucher E. H. 2005. The effect of fire and overgrazing disturbs on soil carbon balance in the Dry Chaco forest. *Forest Ecology and Management*, 206, 1-3: 399–405
- Adams P. W., Boyle J. R. 1980. Effects of fire on soil nutrients in clearcut and whole-tree harvest sites in central Michigan. *Soil Science Society of America Journal*, 44: 847–850
- Agee J. K. 1996. *Fire ecology of pacific northwest forests*. Washington D. C., Island Press: 505 str.
- Amiro B. D., Macpherson J. I., Desjardins R. L., Chen J. M., Liu J. 2003. Post-fire carbon dioxide fluxes in the western Canadian boreal forest : evidence from towers , aircraft and remote sensing. *Agricultural and Forest Meteorology*, 115: 91–107
- Andersen A. N., Müller W. J. 2000. Arthropod responses to experimental fire regimes in an Australian tropical savannah : ordinal-level analysis. *Austral Ecology*, 25: 199–209
- Anderson J. M., 1991. The effects of climate change on decomposition processes in grassland and coniferous forests. *Ecological Applications*, 1, 3: 326–347
- Andersson M., Michelsen A., Jensen M., Kjøller A. 2004. Tropical savannah woodland: effects of experimental fire on soil microorganisms and soil emissions of carbon dioxide. *Soil Biology and Biochemistry*, 36, 5: 849–858
- Ansley R. J., Boutton T. W., Skjemstad J. O. 2006. Soil organic carbon and black carbon storage and dynamics under different fire regimes in temperate mixed-grass savanna. *Global Biogeochemical Cycles*, 20, 3: 1–11
- Archibald A. S., Bond W. J., Stock W. D., Fairbanks D. H. K. 2005. Shaping the landscape : fire-grazer interactions in an African savanna. *Ecological Applications*, 15, 1: 96–109
- Bahn M., Rodeghiero M., Anderson-Dunn M., Dore S., Drösler M., Williams M., Ammann C., Berninger F., Jones S., Balzarolo M., Kumar S., Newesely C., Priwitzer T., Raschi A., Siegwolf R., Susiluoto S., Tenhunen J., Gimeno C., Flechard C., Wohlfahrt G., Cernusca A. 2008. Soil respiration in European grasslands in relation to climate and assimilate supply. *Ecosystems*, 11, 8: 1352–1367
- Baret F., Guyot G. 1991. Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote Sensing of Environment*, 35, 2–3: 161–173
- Batič F. 2001. Vpliv požarov na vrstno sestavo vegetacije na primerih s Krasa in Istre v jugozahodni Sloveniji. *Zbornik gozdarstva in lesarstva*, 66: 25–38

- Bond W. J., Geldenhuys C. J., Everson T. M., Everson C. S., Calvin M. F. 2004. Fire ecology: characteristics of some important biomes of sub-Saharan Africa. *Wildland fire management handbook for sub-Saharan Africa*. Johann Georg Ronde and Cornelis De Goldammer (eds.). Frankfurt, Global Fire Management Center: 432 str.
- Bond W. J., van Wilgen B. W. 1996. Fire and plants. population and community biology series 14. 1st ed. London, Chapman & Hall: 263 str.
- Bosch C. H. 2006. *Aloe ferox* Mill. V: Medicinal plants/Plantes médicinales 1. Schmelzer G. H. and Gurib-Fakim A. (eds.). Wageningen, PROTA [CD]
- Brits G. J., Calitz F. J., Brown N. A. C., Manning J. C. 1993. Desiccation as the active principle germination of in in seed *Leucospermum* R. Br (Proteaceae) in fynbos. *New Phytologist*, 125, 2: 397–403
- Brown J. K., Smith J. K. 2000. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora. Ogden, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: 257 str.
- Busman L., Lamb J., Randall G., Rehm G., Schmitt M. 2009. The nature of phosphorus in soils. University of Minnesota.
<http://www.extension.umn.edu/agriculture/nutrient-management/phosphorus/the-nature-of-phosphorus/> (13. nov. 2014)
- Cade-Menun B. J., Berch S. M., Preston C. M., Lavkulich L. M. 2000. Phosphorus forms and related soil chemistry of Podzolic soils on northern Vancouver Island . II. The effects of clear-cutting and burning. *Canadian Journal of Forest Research*, 1741: 1726–1741
- Carilla J., Aragón R., Gurvich D. E. 2011. Fire and grazing differentially affect aerial biomass and species composition in Andean grasslands. *Acta Oecologica*, 37, 4: 337–345
- Carlson T. N., Ripley D. A. 1997. On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. *Remote Sensing of Environment*, 62: 241–252
- Carrodus B. B., Blake T. J. 1970. Studies on the lignotubers of *Eucalyptus obliqua* L'Heri. I. The nature of the lignotuber. *New Phytologist*, 69, 4: 1069–1072
- Castro J., Allen C. D., Molina-Morales M., Marañón-Jiménez S., Sánchez-Miranda Á., Zamora R. 2011. Salvage logging versus the use of burnt wood as a nurse object to promote post-fire tree seedling establishment. *Restoration Ecology*, 19, 4: 537–544
- Certini G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143, 1: 1–10
- Certini G. 2013. Fire is the seventh soil-forming factor. Vilna, 4th Int. Meeting of Fire Effects on Soil Properties (neobjavljeno predavanje, julij 2013)

- Chapin III F. S., Matson P. A., Mooney H. A. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. 1st ed. New York, Springer-Verlag: 450 str.
- Choromanska U., Deluca T. H. 2001. Prescribed fire alters the impact of wildfire on soil biochemical properties in a ponderosa pine forest. *Soil Science Society of America Journal*, 65: 232–238
- Coetsee C., February E., Bond W. 2014. Long-term fire effects on nitrogen in an African savanna. *FLAMMA*, 6, 2: 46–49
- Covington W. W., Sackett S. S. 1992. Soil mineral nitrogen changes following prescribed burning in ponderosa pine. *Forest Ecology and Management*, 54, 1-4: 175–191
- Dai X., Boutton T. W., Glaser B., Ansley R. J., Zech W. 2005. Black carbon in a temperate mixed-grass savanna. *Soil Biology and Biochemistry*, 37, 10: 1879–1881
- Deluca T. H., Zouhar K. L. 2000. Effects of selection harvest and prescribed fire on the soil nitrogen status of ponderosa pine forests. *Forest Ecology and Management*, 138: 263–271
- Diaz-Raviña M., Prieto A., Acea M. J., Carballas T. 1992. Fumigation-extraction method to estimate microbial biomass in heated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 24, 3: 259–264
- Driscoll K. G., Arocena J. M., Massicotte H. B. 1999. Post-fire soil nitrogen content and vegetation composition in Sub-Boreal spruce forests of British Columbia's central interior, Canada. *Forest Ecology and Management*, 121: 227–237
- Eler K. 2007. Dinamika vegetacije travišč v slovenskem submediteranu: vzorci in procesi ob spremembah rabe tal. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta: 169 str.
- Eler K., Plestenjak G., Ferlan M., Čater M., Simončič P., Vodnik D. 2013. Soil respiration of karst grasslands subjected to woody-plant encroachment. *European Journal of Soil Science*, 64, 2: 210–218
- Enright N. J., Lamont B. B. 1989. Seed banks, fire season, safe sites and seedling recruitment in five co-occurring *Banksia* species. *Journal of Ecology*, 77, 4: 1111–1122
- Feldman S. R., Bisaro V., Lewis J. P. 2004. Photosynthetic and growth responses to fire of the subtropical-temperate grass, *Spartina argentinensis* Parodi. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 199, 6: 491–499
- Ferlan M., Alberti G., Eler K., Batič F., Peressotti A., Miglietta F., Zaldei A., Simončič P., Vodnik D. 2011. Comparing carbon fluxes between different stages of secondary succession of a karst grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140, 1-2: 199–207

- Ferlan M., Simončič P. 2012. Robust and cost-effective system for measuring and logging of data on soil water content and soil temperature profile. *Agricultural Sciences*, 3, 6: 1–6
- Flanagan L. B., Wever L. A., Carlson P. J. 2002. Seasonal and interannual variation in carbon dioxide exchange and carbon balance in a northern temperate grassland. *Global Change Biology*, 8, 7: 599–615
- Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2013. 2014. Ispra, Joint Research Centre of the European Commission: 118 str.
- Fynn R. W. S., Haynes R. J., O'Connor T. G. 2003. Burning causes long-term changes in soil organic matter content of a South African grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, 5: 677–687
- García-Marco S., González-Prieto S. 2008. Short- and medium- term effects of fire and fire-fighting chemicals on soil micronutrient availability. *Science of the Total Environment*, 407: 297–303
- Gilmanov T. G., Aires L., Barcza Z., Baron V. S., Belelli L., Beringer J., Billesbach D., Bonal D., Bradford J., Ceschia E., Cook D., Corradi C., Frank A., Gianelle D., Gimeno C., Gruenwald T., Guo H., Hanan N., Haszpra L., Heilman J., Jacobs A., Jones M. B., Johnson D. a., Kiely G., Li S., Magliulo V., Moors E., Nagy Z., Nasyrov M., Owensby C., Pinter K., Pio C., Reichstein M., Sanz M. J., Scott R., Soussana J. F., Stoy P. C., Svejcar T., Tuba Z., Zhou G. 2010. Productivity, respiration, and light-response parameters of world grassland and agroecosystems derived from flux-tower measurements. *Rangeland Ecology & Management*, 63, 1: 16–39
- Gimeno-García E., Andreu V., Rubio J. L. 2000. Changes in organic matter, nitrogen, phosphorus and cations in soil as the result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. *European Journal of Soil Science*, 51: 201 – 210
- Gonzalez-Parra J., Cala-Rivero V., Iglesias-Lopez T. 1996. Forms of Mn in soils affected by a forest fire. *Science of The Total Environment*, 181: 231–236
- González-Pérez J. a, González-Vila F. J., Almendros G., Knicker H. 2004. The effect of fire on soil organic matter-a review. *Environment International*, 30, 6: 855–70
- Grime J. P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, 111, 982: 1169–1194
- Grisogono B., Belušić D. 2009. A review of recent advances in understanding the meso- and microscale properties of the severe Bora wind. *Tellus*, 61, 1: 1–16
- Guner S., Tufekcioglu A., Gulenay S., Kucuk M. 2010. Land - use type and slope position effects on soil respiration in black locust plantations in Artvin , Turkey. *African Journal of Agricultural Research Vol.*, 5, 8: 719–724

- Hall D., Ojima D. S., Parton W. J., Scurlock J. M. O. 1995. Response of temperate and tropical grasslands to CO₂ and climate change. *Journal of Biogeography*, 22, 2: 537–547
- Hanna P. J. 1984. Anatomical features of the seed coat of *Acacia Kempeana* (Mueller) which relate to increased germination rate induced by heat treatment. *New Phytologist*, 96: 23–29
- Hartford R., Frandsen W. 1992. When It's Hot, It's Hot... Or Maybe It's Not! (Surface Flaming May Not Portend Extensive Soil Heating). *International Journal of Wildland Fire*, 2, 3: 139
- Hofstede R. G. M. 1995. The effects of grazing and burning on soil and plant nutrient concentrations in Colombian paramo grasslands. *Plant and Soil*, 173: 111–132
- ISO 10390. Soil quality - Determination of pH. 1994: 7 str.
- ISO 11465. Soil quality -Determination of dry matter and water content on a mass basis - Gravimetric method. 1993: 3 str.
- ISO 10694. Soil quality - Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis). 1995: 7 str.
- ISO 10693. Soil quality - Determination of carbonate content - Volumetric method. 1995: 7 str.
- ISO 13878. Soil quality - Determination of total nitrogen content by dry combustion ("elemental analysis"). 1998: 5 str.
- ISO 15178. Soil quality - Determination of total sulfur by dry combustion. 2000: 5 str.
- Jackson R. B., Mooney H. A., Schulze E. D. 1997. A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 94: 7362–7366
- Johnson D. W., Curtis P. S. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management*, 140, 2-3: 227–238
- Jongen M., Pereira J. S., Aires L. M. I., Pio C. A. 2011. The effects of drought and timing of precipitation on the inter-annual variation in ecosystem-atmosphere exchange in a Mediterranean grassland. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151, 5: 595–606
- Jorgensen J. R., Wells C. G. 1971. Apparent nitrogen fixation in soil influenced by prescribed burning. *Soil Science Society of America Journal*, 35, 5: 806–810
- Kaligarič M. 1997. Rastlinstvo primorskega krasa in slovenske istre: travniki in pašniki. Koper, Zgodovinsko društvo za južno Primorsko: 111 str.

- Keeley J. E., Fotheringham C. J. 2000. Role of fire in regeneration from seed V: Seeds: The ecology of regeneration in plant communities. Fenner M. (ed). Wallingford, CAB International: 311–330
- Kjelgaard J. F., Heilman J. L., McInnes K. J., Owens M. K., Kamps R. H. 2008. Carbon dioxide exchange in a subtropical, mixed C3/C4 grassland on the Edwards Plateau, Texas. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148, 6-7: 953–963
- Knapp E. E., Estes B. L., Skinner C. N. 2009. Ecological effects of prescribed fire season: a literature review and synthesis for managers. Ogden, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: 80 str.
- Knicker H. 2007. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*, 85, 1: 91–118
- Kuhlbusch T. A. J. 1998. Black Carbon and the Carbon Cycle. *Science*, 280, 5371 : 1903–1904
- Kutiel P., Shaviv a. 1992. Effects of soil type, plant composition and leaching on soil nutrients following a simulated forest fire. *Forest Ecology and Management*, 53, 1-4: 329–343
- Kutzbach L., Schneider J., Sachs T., Giebels M., Shurpali N. J., Martikainen P. J., Alm J., Wilmking M. 2007. CO₂ flux determination by closed-chamber methods can be seriously biased by inappropriate application of linear regression. *Forest Research*: 2279–2328
- Kwon H. 2008. Spring drought regulates summer net ecosystem CO₂ exchange in a sagebrush-steppe ecosystem. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148, 3: 381–391
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123, 1-2: 1–22
- Lambers H., Ribas-Carbo M. 2006. Plant respiration: from cell to ecosystem. New York, Springer Science & Business Media: 270 str.
- Lide D. R. 2004. CRC handbook of chemistry and physics. 86th ed. Boca Raton, CRC Press: 2712 str.
- Lloyd J., Taylor J. A. 1994. On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology*, 8, 3: 315–323
- Ma S., Baldocchi D., Xu L., Hehn T. 2007. Inter-annual variability in carbon dioxide exchange of an oak/grass savanna and open grassland in California. *Agricultural and Forest Meteorology*, 147, 3-4: 157–171
- MacNeil M. D., Haferkamp M. R., Vermeire L. T., Muscha J. M. 2008. Prescribed fire and grazing effects on carbon dynamics in a northern mixed-grass prairie. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 127, 1-2: 66–72

- Martínez-Murillo J. F., Ruiz-Sinoga J. D., Hueso P., V. J. 2014. Modifications of soil properties after fire in a sub-humid Mediterranean climate (south of Spain). *FLAMMA*, 5, 2: 79–82
- Michelsen A., Andersson M., Jensen M., Kjøller A., Gashew M. 2004. Carbon stocks, soil respiration and microbial biomass in fire-prone tropical grassland, woodland and forest ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 36, 11: 1707–1717
- Miltner A., Zech W. 1997. Effects of minerals on the transformation of organic matter during simulated fire-induced pyrolysis. *Organic Geochemistry*, 26, 3/4: 175–182
- Ministrstvo za obrambo U. R. S. za zaščito in reševanje. 2014. Požari v naravi - poškodovana površina v ha
<http://spin.sos112.si/SPIN2/Javno/Porocila/> (24. nov. 2014)
- Monleon V. J., Cromack K. J. 1996. Long-term effects of prescribed underburning on litter decomposition and nutrient release in ponderosa pine stands in central Oregon 1. *Forest Ecology and Management*, 81: 143–152
- Načrt sanacije pogorišča Črnotiče (10. – 12. 8. 2012). 2012. Race M (ed). Sežana, Zavod za gozdove Slovenije, Območna enota Sežana: 11 str.
- Nagy Z., Pintér K., Czóbel S., Balogh J., Horváth L., Fóti S., Barcza Z., Weidinger T., Csintalan Z., Dinh N. Q., Grosz B., Tuba Z. 2007. The carbon budget of semi-arid grassland in a wet and a dry year in Hungary. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121, 1-2: 21–29
- Nano C. E. M., Clarke P. J. 2011. How do drought and fire influence the patterns of resprouting in Australian deserts? *Plant Ecology*, 212, 12: 2095–2110
- Neary D. G., Klopatek C. C., DeBano L. F., Ffolliott P. F. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 122, 1-2: 51–71
- Neary D. G., Ryan K. C., DeBano L. F. 2005. *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soil and water*. Ogden, Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: 250 str.
- Ojima D. S., Schimel D. S., Parton W. J., Owensby C. E. 1994. Long- and short-term effects of fire on nitrogen cycling in tallgrass prairie. *Biogeochemistry*, 24, 2: 67–84
- Oluwole F. A., Sambo J. M., Sikhalazo D. 2008. Long-term effects of different burning frequencies on the dry savannah grassland in South Africa. *African Journal of Agricultural Research*, 3, 2: 147–153
- Overbeck G. E., Pfadenhauer J. 2007. Adaptive strategies in burned subtropical grassland in southern Brazil. *Flora*, 202, 1: 27–49

- Owensby C. E., Ham J. M., Auen L. M. 2006. Fluxes of CO₂ from grazed and ungrazed tallgrass prairie. *Rangeland Ecology & Management*, 59, 2: 111–127
- ÖNORM L 1087. Chemische Bodenuntersuchungen - Bestimmung von pflanzenverfügbarem Phosphat und Kalium nach der Calcium-Acetat-Lactat (CAL)-Methode. 1993: 4 str.
- Panunzi E. 2008. Are grasslands under threat? Brief analysis of FAO statistical data on pasture and fodder crops.
http://www.fao.org/ag/agp/agpc/doc/grass_stats/grass-stats.htm (20. dec. 2011)
- Parton W. J., Scurlock J. M. O., Ojima D. S., Schimel D. S., Hall D. O. 1995. Impact of climate change on grassland production and soil carbon worldwide. *Global Change Biology*, 1, 1: 13–22
- Pausas J. G., Vallejo V. R. 1999. The role of fire in European Mediterranean ecosystems. V: Remote sensing of large wildfires in the European Mediterranean basin. Chuvieco E. (ed.). Berlin, Springer-Verlag: 3–16
- Pereira J. S., Mateus J. A., Aires L. M., Pita G., Pio C., David J. S., Andrade V., Banza J., David T. S., Paço T. A., Rodrigues A. 2007. Net ecosystem carbon exchange in three contrasting Mediterranean ecosystems – the effect of drought. *Biogeosciences*, 4, 5: 791–802
- Pereira P., Ubeda X., Martin D., Mataix-Solera J., Guerrero C. 2011. Effects of a low severity prescribed fire on water-soluble elements in ash from a cork oak (*Quercus suber*) forest located in the northeast of the Iberian Peninsula. *Environmental Research*, 111, 2: 237–47
- Perry D. A., Rose S. L., Pilz D., Schoenberger M. M. 1984. Reduction of natural ferric iron chelators in disturbed forest soils. *Soil Science Society of America Journal*, 48, 2: 379–382
- Pierson F. B., Robichaud P. R., Spaeth K. E. 2001. Spatial and temporal effects of wildfire on the hydrology of a steep rangeland watershed. *Hydrological Processes*, 15, 15: 2905–2916
- Plestenjak G., Eler K., Vodnik D., Ferlan M., Čater M., Kanduč T., Simončič P., Ogrinc N. 2012. Sources of soil CO₂ in calcareous grassland with woody plant encroachment. *Journal of Soils and Sediments*, 12, 9: 1327–1338
- R: A language and environment for statistical computing. R Development Core Team. 2011. Dunaj, R Foundation for Statistical Computing.
<http://www.r-project.org/> (15. okt. 2014)
- Raison R. J., Keith H., Khanna P. K. 1990. Effects of fire on the nutrient supplying capacity of forest soils. V: Impact of intensive harvesting on forest site productivity. Bull. No. 159. Dyck W.J. Meeg, C.A. Rotorua, Forest Research Institute: 39–54
- Rein G. 2015. When the ground burns : on the fate of soil organic matter , pyrogenic char and ash in smouldering wildfires. *FLAMMA*, 6, 1: 26–31

- Risch A. C., Frank D. A. 2006. Carbon dioxide fluxes in a spatially and temporally heterogeneous temperate grassland. *Oecologia*, 147, 2: 291–302
- Robichaud P. R. 2000. Fire effects on infiltration rates after prescribed fire in Northern Rocky Mountain forests, USA. *Journal of Hydrology*, 231-232: 220–229
- Roscoe R., Buurman P., Velthorst E. J., Pereira J. A. A. 2000. Effects of fire on soil organic matter in a »cerrado sensu-stricto« from Southeast Brazil as revealed by changes in $\delta^{13}C$. *Geoderma*, 95: 141–160
- Ross D. J., Speir T. W., Tate K. R., Feltham C. W., Zealand N., North P., Hutt L. 1997. Burning in a New Zealand snow-tussock grassland : effects on soil microbial biomass and nitrogen. *New Zealand Journal of Ecology*, 21, 1: 63–71
- Santos A. J. B., Silva G. T. D. A., Miranda H. S., Miranda A. C., Lloyd J. 2003. Effects of fire on surface carbon, energy and water vapour fluxes over campo sujo savanna in central Brazil. *Functional Ecology*, 17, 6: 711–719
- Schmidt M. W. I., Noack A. G. 2000. Black carbon in soils and sediments: Analysis, distribution, implications, and current challenges. *Global Geochemical Cycles* 14, 3: 777–793
- Sharpley A. 1999. Phosphorus availability V: Handbook of Soil Science. Sumner M. E. (ed.). Boca Raton, CRC Press: D18– D38
- Sharrow S. H., Wright H. A. 1977. Effects of fire, ash, and litter on soil nitrate , temperature , moisture and Tobosagrass production in the Rolling Plains. *Journal of Range Management*, 4: 266–270
- Singh A. R. S., Srivastava S. C., Raghubanshi A. S., Singh J. S., Singh S. P. 1991. Microbial C, N and P in dry tropical savanna: effects of burning and grazing. *Journal of Applied Ecology*, 28, 3: 869–878
- Steduto P., Çetinkökü Ö., Albrizio R., Kanber R. 2002. Automated closed-system canopy-chamber for continuous field-crop monitoring of CO₂ and H₂O fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 111, 3: 171–186
- Stocks B. J., Kauffman J. B. 1997. Biomass consumption and behavior of wildland fires in boreal, temperate, and tropical ecosystems: parameters necessary to interpret historic fire regimes and future fire scenarios. V: Sediment Records of Biomass Burning and Global Change, NATO ASI Series. Clark J. S., Cachier H., Goldammer J. G., Stocks B. (eds.). Berlin, Springer Verlag: 169–188
- Suyker A., Verma S. 2003. Interannual variability in net CO₂ exchange of a native tallgrass prairie. *Global Change Biology*, 9: 255–265
- Tan K. H. 2005. Soil sampling, preparation, and analysis. 2nd ed. Boca Raton, CRC Press: 680 str.

- Thomas P. A., McAlpine R. S. 2010. Fire in the forest. Cambridge, Cambridge University Press: 225 str.
- Tomkins I. B., Kellas J. D., Tolhurst K. G., Oswin D. A. 1991. Effects of fire intensity on soil chemistry in a eucalypt forest. *Soil Research*, 29, 1: 25–47
- Trigo R. M., Pereira J. M. C., Pereira M. G., Mota B., Calado T. J., Dacamara C. C., Santo F. E. 2006. Atmospheric conditions associated with the exceptional fire season of 2003 in Portugal. *International Journal of Climatology*, 26, 13: 1741–1757
- Úbeda X., Lorca M., Outeiro L. R., Bernia S., Castellnou M. 2005. Effects of prescribed fire on soil quality in Mediterranean grassland (Prades Mountains, north-east Spain). *International Journal of Wildland Fire*, 14, 4: 379
- Ulery A. L., Graham R. C. 1993. Forest fire effects on soil color and texture. *Soil Science Society of America Journal*, 57: 135–140
- Ulery A. L., Graham R. C., Amrhein C. 1993. Wood-ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Science*, 156, 5: 358–364
- Vermeire L. T., Wester D. B., Mitchell R. B., Fuhlendorf S. D. 2005. Fire and grazing effects on wind erosion, soil water content, and soil temperature. *Journal of environmental quality*, 34, 5: 1559–65
- Wright H. A., Bailey A. W. 1982. Fire ecology: United States and southern Canada. New York, John Wiley & Sons: 528 str.
- Wright H. A., Klemmedson J. O. 1965. Effect of fire on bunchgrasses of the sagebrush-grass region in southern Idaho. *Ecology*, 46, 5: 680–688
- Wright H. E., Heinselman M. L. 1973. Introduction. *Quaternary Research*, 3, 3: 319–328
- Xu L., Baldocchi D. 2004. Seasonal variation in carbon dioxide exchange over a Mediterranean annual grassland in California. *Agricultural and Forest Meteorology*, 123, 1-2: 79–96
- Zedler P. H. 2005. Fire effects on grasslands V: Plant Disturbance Ecology: The Process and the Response. Johnson E. A., Miyanishi K (eds.). Burlington, Academic Press: 397–439

ZAHVALA

Sam proces od zasnove poskusa do dokončanja naloge in je bil zame ena najbolj prijetnih stvari.

Dominik, neizmerno sem ti hvaležen za vse tvoje znanje, ki si ga poskušal in, upam da uspel prenesti name. Tvoja strokovnost in potrpežljivost sta ogromno pripomogla k mojemu uspešnemu zaključku.

Klemen vsevedi, hvala za tvojo veliko pomoč pri dokončanju maloge. Tvoji R-ovski nasveti, statistično in ekološko znanje sta vsem v veliko pomoč in si ena ključnih oseb na tej katedri. Bodi dober, tako kot si bil do sedaj.

Mitja, tvoja iznajdljivost in hitra učljivost me vsak dan presenečata. Hvala za vse tvoje ure v delavnici in na terenu, ki si jih preživel za naše cilje. Z optimizmom in sproščenostjo, s katerima navdaš tudi ostale okoli tebe, proti večjim ciljem.

Grega, veliko smeha in dobre volje prineseš v vsako družbo. Še vedno mi ni jasno, kako tako hitro zaspiš v avtu. Naj ti družinica prinese vsaj toliko veselja, kot si ga ti nam vsem.

Vsi sodelavci na Katedri za aplikativno botaniko, ekologijo, fiziologijo rastlin in informatiko, Bojka, Boris, Gabrijel, Grega, Helena, Irena, Klemen, Marjanca, Mitja, Nataša, Tomaž, hvala vam za vašo strokovno, še posebej pa moralno podporo. Veliko je bilo prijetnih trenutkov, smeha, zabave, dobre volje. Boljših sodelavcev si nikoli ne bi želel.

Tina, ključna oseba v mojem življenju. Brez tvojih spodbud in pomoči mi marsikdaj ne bi uspelo. Zdržala si ob mojih odsotnostih ter me vedno pričakala z veliko ljubeznijo. Tudi tvoja pomoč na terenu ni bila od muh. Hvala, da si se pojavila v mojem življenju, da si ga osmislila in polepšala. Hvala ti za malo štručko veselja, ki mi vsak dan nariše nasmeh na usta. Skupaj smo močnejši, svet pa se zdi manjši.

Hvala mami in oči, vajina podpora skozi celotno obdobje šolanja mi veliko pomeni. Vseskozi sta mi stala ob strani, v dobri in slabem. Hvala za streho nad glavo, za finančno podporo, za lepe trenutke, ki jih preživljamo skupaj. Naj jih bo še veliko.

Vsi, ki ste mi kakorkoli pomagali pri dokončanju naloge, me bodrili, svetovali, bili dobri prijatelji, hvala vam.