

Razgradnja rastlinskega opada na presihajočem jezeru

Alenka Gabersčik, Nataša Dolinar, Mateja Grašič, Katarina Vogel-Mikuš, Matevž Likar

Uvod

Mokrišča, v katerih prevladujejo helofiti, imajo veliko primarno proizvodnjo (Cronk in Fennessy, 2001). Manjši delež primarne proizvodnje neposredno izkoristijo primarni potrošniki, večji delež pa je podvržen procesu razgradnje ali pa se kopiči v ekosistemu, kar je odvisno od okoljskih razmer (Longhi in sod., 2008). Razgradnja rastlinskega opada je sklop fizikalnih, kemičnih in bioloških procesov, v katerih se odmrli rastlinski material razgradi na ogljikov dioksid, vodo in mineralna hranila, zato je ključna za globalno kroženje ogljika ter drugih makro in mikro hranil (Lambers in sod., 2008). Poznavanje obsega in dinamike razgradnje opada nam omogoča oceno kopičenja organskih snovi v ekosistemu in vrednotenje funkcije ekosistema (Fennessy in sod., 2008).

Na razgradnjo vplivajo mnogoteri okoljski dejavniki, predvsem temperatura, vodni režim in sestava rastlinskega materiala (Zawislanski in sod., 2001). Visoke temperature in presihanje razgradnjo pospešita (Bedford, 2005), saj ugodno vplivata na dejavnost mikroorganizmov (Battle in Golladay, 2001; Brinson in sod., 1981). Pomemben dejavnik v mokriščih je tudi dostopnost kisika, saj je razgradnja hitrejša v oksičnih kot anoksičnih razmerah (Ryder in Horwitz, 1995). Pri helofitih se razgradnja pogosto začne, ko odmrli rastlina še stoji (Van Ryckegem in sod., 2007). Pri navadnem trstu lahko faza razgradnje stoječe rastline traja od nekaj tednov do več mesecev in je lahko precejšnja (Gessner, 2000; Kuehn in sod., 1999). V tem času imajo glavno vlogo glive (Bärlocher, 1997). Mikrobni kolonizaciji rastlinskega materiala sledi drobljenje (fragmentacija) zaradi delovanja mehanskih procesov, valovanja in premeščanja (Wallis in Raulings, 2011). Pri drobljenju razkrajajočega opada imajo pomembno vlogo tudi veliki nevretenčarji, ki se hranijo z listi, koloniziranimi z mikrobi (Webster in Benfield, 1986). V procesu razgradnje mikrobna združba izrablja organski ogljik in oddaja ogljikov dioksid oziroma metan, če so razmere anoksične, dušik (N) in fosfor (P) pa se vežeta v mikrobno biomaso. Mikrobne združbe hranila pridobivajo tudi iz okolice, saj so za njihovo rast koncentracije N in P v rastlinskem opadu premajhne. To zaznamo kot dvig koncentracije hranil v razkrajajočem se materialu (Bridgham in Lamberti, 2009). Do hitrega zmanjšanja mase pride že v prvih 24 urah (Webster in Benfield, 1986). V prvi fazi razgradnje se izlužijo vodotopne spojine, kot so sladkorji in aminokisline, v drugi pa huminske in fulvo kisline (proces humifikacije), ki vplivajo na sproščanje kovin iz sedimentov (Wang in Mulligan, 2009). Večja količina kovin in njihovih ionov lahko zavira rast mikrobne združbe. Nekateri mikroorganizmi kovine in njihove ione tudi kopičijo (Purchase in sod., 2009), kar lahko vodi v veliko koncentracijo kovin v razkrajajočem se rastlinskem materialu (Schaller in sod., 2011).

Proces razgradnje se večinoma proučuje z uporabo mrežastih vrečk iz različnih materialov in različnih velikosti odprtín (litter bag metoda), ki so napolnjene s suhim rastlinskim opadom (Webster in Benfield, 1986). Iz razlike suhe mase pred in po razgradnji se s pomočjo eksponentnega modela izračuna konstanto stopnje razgradnje k (Jenny in sod., 1949) in razpolovni čas razgradnje. Vrednosti k opada navadnega trsta so zelo različne, od 0,045 do 0,153 (Gessner, 2000; Lopes in sod., 2011). Na Cerknškem jezeru sta bili s pomočjo mrežastih vrečk izvedeni dve večji raziskavi razgradnje (preglednica 1). V prvi so navadni trst (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) izpostavili na pretežno suhi, prehodni in pretežno poplavljeni lokaciji in spremljali stopnjo razgradnje ter razmere na lokacijah, izmerili pa so tudi vsebnost nekaterih kovin pred in po 4 mesecih razgradnje (Dolinar, 2013; Dolinar in sod., 2016). Raziskava je trajala 334

dni. Raziskava je bila izvedena tudi s togim šašem (*Carex elata* All.), vendar le na pretežno suhi lokaciji. V okviru druge, kratkotrajnejše raziskave (45 dni), so proučevali vpliv starosti in izvora listnega opada ter kraja izpostavljenosti (suho, poplavljen) na stopnjo razgradnje (Grašič in sod., 2022; Likar in sod., 2022).

Preglednica 1: Opis poskusov razgradnje navadnega trsta in togega šaša.

Trajanje poskusa	Razmere izpostavitve	Vrsta opada	Lokacija vira opada	Vir
Od 21.12.2006 do 29.11.2007	suho	listi/stebela trsta	Gorenje Jezero	Dolinar, 2013 Dolinar in sod., 2016
	voda – kopno	listi/stebela trsta	Gorenje Jezero	
	poplavljen	listi/stebela trsta	Gorenje Jezero	
	suho	listi togega šaša	Gorenje Jezero	
Od 10.09. do 25.10.2019	suho	stari/mladi listi navadnega trsta	Gorenje Jezero Zadnji kraj	Grašič in sod., 2022
	poplavljen	stari/mladi listi navadnega trsta	Gorenje Jezero Zadnji kraj	

Stopnja razgradnje, ki je posledica razlik v kakovosti opada in okoljskih razmer med njegovo izpostavljenostjo, vpliva na ekosistemske procese, vključno s tokovi ogljika (Gregorich in sod., 2017; Petraglia in sod., 2019), kar je še posebej pomembno v luči podnebnih sprememb.

Razgradnja opada

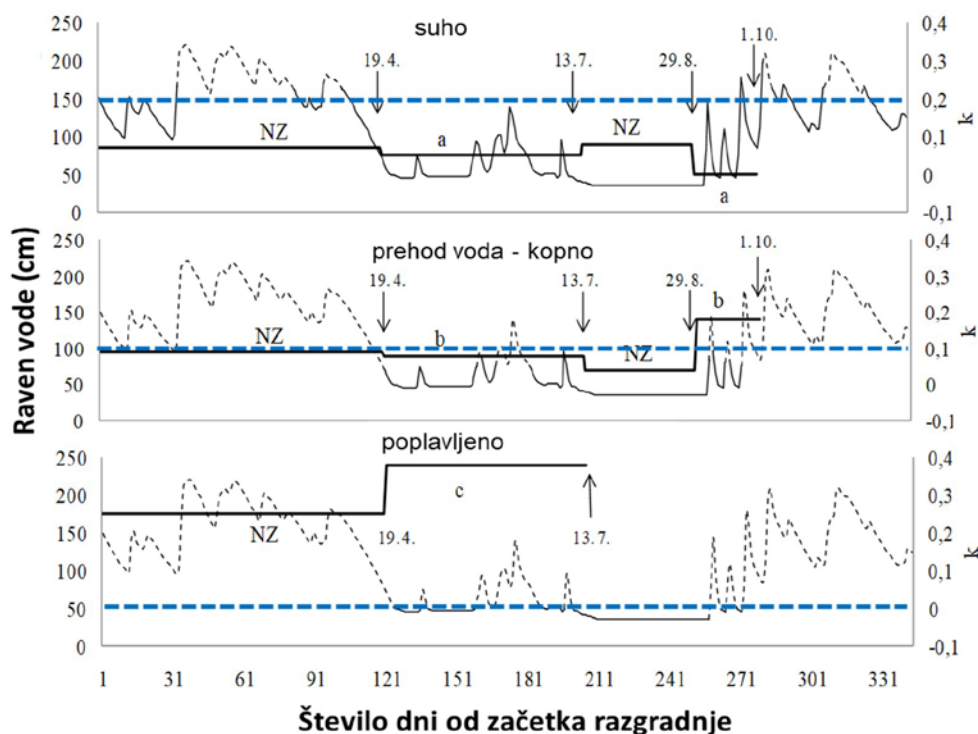
Razgradnja opada navadnega trsta se začne že v zraku, saj po zaključku vegetacijske sezone odmrle rastline še dolgo časa ostanejo pokonci (slika 1).



Slika 1: Rastline navadnega trsta lahko še dolgo po zaključku vegetacijske sezone ostanejo pokonci. Takrat se že začnejo razgradni procesi. Pogled na trstišča Cerkniškega jezera izven vegetacijske sezone (foto: Alenka Gaberščik).

Razgradnja stebel in listov navadnega trsta poteka različno hitro. Pri razgradnji na zraku prevladujejo predvsem glivne združbe (Kuehn in sod., 1999), razgradnja pa je počasnejša kot v primeru, ko je material v stiku s tlemi (Hietz, 1992). Razgradnja listov zaradi morfoloških in fizioloških lastnosti, kot so razmerje hranil C : N : P, veliko število listnih rež in majhen delež opornega tkiva, poteka hitro (Webster in Benfield, 1986), saj se večina listov razgradi prej kot v enem letu. Vodostaj značilno vpliva na razgradnjo navadnega trsta. V poskusu razgradnje listov in stebel navadnega trsta na Cerkniškem jezeru je bil opad trsta izpostavljen na suhem, na prehodu voda – kopno in v vodi. Razgradnja je najhitreje potekala v vodnih in najpočasneje v suhih razmerah (slika 2). Tudi v drugih raziskavah razgradnje v mokriščih so ugotovili, da je razgradnja v vodi najhitrejša, če so razmere oksične (Ryder in Horwitz, 1995). Ugodne razmere predstavlja tudi izmenjujoče se vodno in kopno okolje, kljub temu, da se mikrobne in nevretenčarske združbe težje vzpostavijo.

Konstante stopenj razgradnje (k) navadnega trsta na Cerkniškem jezeru so primerljive s predhodnimi raziskavami, čeprav se malo raziskav osredotoča na razlike v razgradnji stebel in listov navadnega trsta. Razgradnja stebel navadnega trsta je mnogo počasnejša od razgradnje listov in se intenzivneje začne šele približno 6 mesecev po tem, ko stebela padejo na tla in nevretenčarji lahko pridejo do parenhima v steblu (Gessner, 2000). Zamik razgradnje stebel v primerjavi z listi je bil viden tudi v raziskavah na Cerkniškem jezeru. Po prvih 250 dneh razgradnje se je masa opada stebel na poplavljeni lokaciji zmanjšala za okrog 20 %, v naslednjih 85 dneh pa še za dodatnih 20 % (Dolinar, 2013) (slika 2).



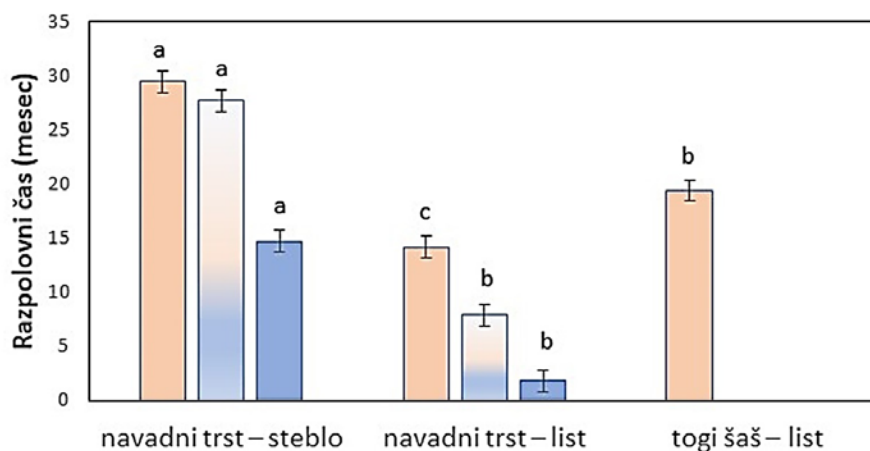
Slika 2: Spremembe v konstanti stopnje razgradnje (k) listov navadnega trsta na suhi (zgornja slika), prehodni (srednja slika) in poplavljeni (spodnja slika) lokaciji glede na raven vode. Nепrekinjena odebeljena črta predstavlja k , medtem ko tanka črta predstavlja vodostaj. Ob vodostajih nad modro črtkano črto so bili vzorci v vodi (povzeto po Dolinar, 2013).

Raziskava razgradnje opada togega šaša, ki je potekala na pretežno suhi lokaciji, je pokazala precej počasnejšo razgradnjo, saj se je po 334 dnevih razgradilo le približno 70 % opada (slika 3).



Slika 3: Spremembe v konstanti stopnje razgradnje listov togega šaša na pretežno suhi lokaciji glede na raven vode. Neprekinjena odebeljena črta predstavlja k , medtem ko tanka črta predstavlja vodostaj. Ob vodostajih nad modro črtkano črto so bili vzorci v vodi (povzeto po Dolinar, 2013).

Zaradi velike spremenljivosti vodne gladine so bili vzorci na vseh treh mikrolokacijah občasno izpostavljeni tako poplavam kot tudi suši. Ko smo hitrost razgradnje povezali s številom dni, ko so bili vzorci poplavljeni, so rezultati pokazali pomembno linearno korelacijo med razgradnjo opada in trajanjem potopitve vzorcev. Hitrost razgradnje smo povezali tudi s povprečno mesečno temperaturo pred vzorčenjem in ugotovili, da je bil vpliv temperature manj pomemben (Dolinar in sod., 2016). Izračun razpolovnega časa (časa, v katerem se razgradi polovica opada) kaže velike razlike med listi in stebli trsta. Listi togega šaša potrebujejo za razgradnjo na suhi lokaciji nekoliko dlje časa kot listi trsta (Dolinar, 2013). Pri razgradnji na suhem je razpolovni čas za stebela trsta večji – od enega leta oziroma celo skoraj tri leta za suho lokacijo (sliki 4 in 5). To pomeni, da se v določenem trenutku na območju jezera nahaja opad tudi do deset let starih rastlin trsta (Dolinar in sod., 2016). Razlog za počasno razgradnjo stebel navadnega trsta so verjetno vodoodbojne diafragme v nodijih med posameznimi internodiji ter debela voščena kutikula na stebli (Armstrong in Armstrong, 1988), zaradi česar voda v notranjost trsta prodre šele več mesecev po namočitvi (Gessner, 2000).



Slika 4: Razpolovni čas rastlinskega opada trsta in šaša. Različne črke označujejo statistično značilne razlike med vzorci na isti lokaciji. Rjava – suho, modro-rjava – prehod voda – kopno, modro – poplavljeno. Črke nad stolpci prikazujejo značilne razlike med različnimi opadi na različnih lokacijah ($p < 0,05$).

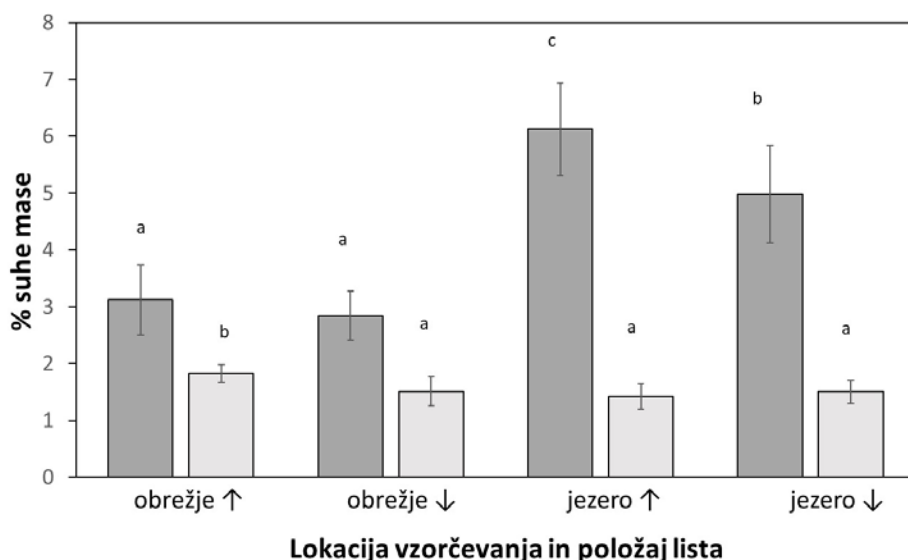
Model razgradnje navadnega trsta, ki so ga izdelali Asaeda in sod. (Asaeda in sod., 2002) predvideva, da se v enem letu razgradi od 33 % do 48 % letne nadzemne proizvodnje navadnega trsta. V našem poskusu z listi navadnega trsta se je v 45 dneh razgradilo od 30 % do 36 % opada na poplavljeni in od 13 % do 21 % na suhi lokaciji, kar je razmeroma veliko (Grašič in sod., 2022).



Slika 5: Razgradnja stebel navadnega trsta lahko traja več let, kar povzroči kopičenje opada v ekosistemu. Stebla, ki jih je odložila umikajoča voda v spomladanskem času (foto: Alenka Gaberščik).

Vpliv različne elementne sestave opada na hitrost razgradnje

Na globalni ravni hitrost razgradnje najboljše pojasnjujejo podnebni parametri, medtem ko ima elementna sestava opada veliko manjšo napovedno vrednost (Aerts, 1997). Na lokalni ravni pa je vpliv različen glede na posamezen element (Debusk in Reddy, 2005). Na Cerkniškem jezeru so potekale raziskave hitrosti razgradnje listnega opada zgornjih in spodnjih listov trsta zraslih na jezerski in obrežni lokaciji, ki smo jih izpostavili poplavljenju in suhim razmeram. Na hitrost razgradnje opada in vsebnost elementov v opadu so pomembno vplivali mesto vzorčenja, kraj izpostavljenosti in starost listov. Listi so imeli glede na starost lista in lokacijo nekoliko različno vsebnost fosforja (P), žvepla (S), klora (Cl), kalija (K), kalcija (Ca) in titana (Ti) ter zelo različno vsebnost silicija (Si) (Grašič in sod., 2022) (slika 6). Navadni trst sodi med akumulatorje Si. Si se nalaga na površini listov, kjer lahko tvori debelo plast, zato smo predvidevali, da bi lahko vplival na hitrost razgradnje listnega opada. Kljub velikim razlikam v vsebnosti Si v listnem opadu raziskave na Cerkniškem jezeru niso pokazale povezave med razgradnjo in vsebnostjo Si v listih, kar so ugotovili tudi Nakamura in sod. (2020). V primeru opada akumulatorske vrste njivske preslice (*Equisetum arvense* L.) je bilo sproščanje Si sprva hitro (več kot 60 % Si v 2–3 dneh), nato pa se je postopoma upočasnjevalo (Alfredsson in sod., 2016). To je lahko posledica vzorca kopičenja Si, ki se odlaga na površino kot silicijeva telesca ali fitoliti, ki so vrstno specifični (Brown, 1984). Fitoliti imajo pomembno funkcijo, saj delujejo kot strukturna podpora, alternativa ligninu ter obramba pred rastlinojedi in patogeni (Strömberg in sod., 2016). Vsebnost S, Cl in Ca v listih je bila pozitivno povezana s hitrostjo razgradnje opada tako na suhi kot tudi na poplavljeni lokaciji. Raziskave pa so pokazale pozitiven vpliv vsebnosti P v listih na hitrost razgradnje opada, vendar le na suhi lokaciji, kar je verjetno povezano z večjo razpoložljivostjo P v vodi (Grašič in sod., 2022).



Slika 6: Delež silicija (temno sivo) in kalcija (svetlo sivo) v listih različnih starosti in z različnih lokacij (puščica navzgor – zgornji listi, puščica navzdol – spodnji listi). Črke nad stolpci prikazujejo značilne razlike v vsebnosti določenega elementa pri različno starih listih na različnih lokacijah ($p < 0,05$).

Koncentracije kovin v opadu navadnega trsta

Pri proučevanju koncentracij kovin (K, Ca, Mn, Fe, Cr, Zn, Br in Sr) v opadu navadnega trsta na Cerkniškem jezeru so se v času razgradnje kopičile kovine. Najmanjše kopičenje so ugotovili v vzorcih opada v vodi. Vsebnosti nekaterih toksičnih kovin so bile precej velike in primerljive z bolj obremenjenimi mokrišči (Dolinar, 2013). V 6-mesečni raziskavi je prišlo do 10-kratnega povečanja koncentracije Fe, podvojene koncentracije Mn in Ca, 5-kratne koncentracije Zn, koncentracija K pa je ostala na isti ravni. Do kopičenja kovin med razgradnjo pride zaradi odlaganja finih delcev sedimenta na rastlinski material (Zawislanski in sod., 2001), zaradi biološke aktivnosti mikroorganizmov, ki jih kopičijo (Purchase in sod., 2009), ali pa izločajo eksopolisaharide, ki lahko elemente imobilizirajo, zato pride do kopičenja predvsem v biofilmu mikrobne združbe (Schaller in sod., 2011). Kljub razlikam v glivnih združbah je imela elementna sestava rastlinskega opada podoben vzorec kopičenja elementov, predvsem zaradi razgradnje organske matrice (Likar in sod., 2018).

Zaključek

Poznavanje stopnje razgradnje opada nam omogoča oceno kopičenja organskih snovi v ekosistemu in vrednotenje funkcije ekosistema. Na razgradnjo opada vplivajo številni okoljski dejavniki, predvsem temperatura, vodni režim in sestava rastlinskega materiala. Razgradnja opada navadnega trsta je najhitreje potekala v vodnih in najpočasneje v suhih razmerah. Stopnja razgradnje listov je bila višja v primerjavi s stopnjo razgradnje stebel zaradi razlik v kemičnih in morfoloških lastnostih obeh struktur. Razgradnja stebel trsta lahko traja več let in povzroči kopičenje opada v ekosistemu, čemur smo priča tudi na Cerkniškem jezeru. Dinamika razgradnje togega šaša je bila podobna razgradnji opada listov trsta. Si, ki se nalaga na površini listov navadnega trsta, ni vplival na hitrost razgradnje. Raziskave so pokazale pozitiven vpliv vsebno-

sti P v listih na hitrost razgradnje opada, vendar le na suhi lokaciji. Proučevanje koncentracij kovin (K, Ca, Mn, Fe, Cr, Zn, Br in Sr) v opadu navadnega trsta na Cerkniškem jezeru je pokazalo kopičenje kovin v času razgradnje.

Summary

Decomposition of plant litter at the intermittent lake

Decomposition of plant litter consists of a set of physical, chemical, and biological processes by which plant litter decomposes into carbon dioxide (or methane in anoxic conditions), water, and mineral nutrients, and is therefore key to the global cycling of carbon and other macro- and micro-nutrients. Decomposition is influenced by many environmental factors, such as temperature, water regime and chemical composition of the plant material. High temperatures and intermittent hydrological regime accelerate decomposition, as they increase the activity of microorganisms. As decomposition significantly affects carbon fluxes, the knowledge on decomposition rate is particularly relevant in the light of climate change.

The decomposition process is mostly studied using plastic litter bags of different materials with pores of different sizes filled with dry plant litter. Two major decomposition surveys were carried out at Lake Cerknica; in the first one, common reed (*Phragmites australis*) was exposed in a predominantly dry, transitional, and predominantly flooded location and the decomposition rate and site conditions were monitored, and the content of some metals was measured before and after 4 months of decomposition. The study lasted 334 days. In addition, the survey with sedge (*Carex elata*) was carried out at predominantly dry location only. In the second, 45 days long study, the effect of leaf age, leaf litter origin and the location of exposure (dry, flooded) on the decomposition rate was studied.

The decomposition rate of common reed leaves was higher in comparison to the decomposition rate of stems, due to differences in the chemical and morphological properties of both structures. Decomposition was fastest in water and slowest in dry conditions. Leaf litter was decomposed in less than one year at the flooded location. Decomposition of common reed stems may take several years and became more intensive only about 250 days after exposure. Slow stems' decomposition results in accumulation of stem litter in the ecosystem.

Leaf litter decomposition rate and its element content were significantly influenced by sampling site, location of exposure and leaf age. Leaves of different origin had slightly different phosphorus (P), sulphur (S), chlorine (Cl), potassium (K), calcium (Ca) and titanium (Ti) contents and very different silicon (Si) contents that depended on leaf age and source location. Common reed is a Si accumulator. Even though Si is deposited at the leaf surface where it can form a thick layer, the Si layer did not affect the rate of leaf litter decomposition. However, studies showed a positive effect of leaf P content on leaf litter decomposition rate, but only at the dry location, which is probably related to the higher availability of P in water. The study of metal concentrations (K, Ca, Mn, Fe, Cr, Zn, Br and Sr) in the common reed leaf litter at Lake Cerknica showed accumulation of metals during decomposition process, including some toxic metals. According to the literature accumulation of metals occurs either due to deposition of fine sediment particles on the plant material, due to the process of accumulation in microorganisms, or due to their secretion of exopolysaccharides that can immobilise these elements.

Zahvala

Raziskave je finančno podprla Javna agencija za znanstvenoraziskovalno in inovacijsko dejavnost Republike Slovenije preko programa Biologija rastlin P1-0212, preko financiranja mladih raziskovalcev 28500 in 39096 ter projekta eLTER – European Long-Term Ecosystem and Socio-Ecological Research Infrastructure, ki ga delno financira Evropska komisija.

Viri

- Aerts, R. 1997. Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: A Triangular Relationship. *Oikos*, 79(3), 439. <https://doi.org/10.2307/3546886>
- Alfredsson, H., Clymans, W., Stadmark, J., Conley, D., Rousk, J. 2016. Bacterial and fungal colonization and decomposition of submerged plant litter: consequences for biogenic silica dissolution. *FEMS Microbiology Ecology*, 92(3), fiw011. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiw011>
- Armstrong, J. Armstrong, W. 1988. *Phragmites australis* - A preliminary study of soil-oxidizing sites and internal gas transport pathways. *New Phytologist*, 108(4), 373–382. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1988.tb04177.x>
- Asaeda, T., Nam, L. H., Hietz, P., Tanaka, N., Karunaratne, S. 2002. Seasonal fluctuations in live and dead biomass of *Phragmites australis* as described by a growth and decomposition model: implications of duration of aerobic conditions for litter mineralization and sedimentation. *Aquatic Botany*, 73(3), 223–239. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(02\)00027-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(02)00027-X)
- Bärlocher, F. 1997. Pitfalls of traditional techniques when studying decomposition of vascular plant remains in aquatic habitats. *Limnetica*, 13(2), 1–11. <https://doi.org/10.23818/limn.13.10>
- Battle, J. M., Golladay, S. W. 2001. Hydroperiod influence on breakdown of leaf litter in cypress-gum wetlands. *The American Midland Naturalist*, 146, 128–145.
- Bedford, A. P. 2005. Decomposition of *Phragmites australis* litter in seasonally flooded and exposed areas of a managed reedbed. *Wetlands*, 25(3), 713–730.
- Bridgham, S. D., Lamberti, G. A. 2009. Ecological dynamics III: Decomposition in wetlands. V E. Maltby, T. Barker (ur.), *The Wetlands Handbook*, 1st edition, str. 326–345). Chichester. Blackwell Publishing Ltd.
- Brinson, M. M., Lugo, A. E., Brown, S. 1981. Primary productivity, decomposition and consumer activity in freshwater wetlands. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 12(1), 123–161. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.12.110181.001011>
- Brown, D. A. 1984. Prospects and limits of a phytolith key for grasses in the central United States. *Journal of Archaeological Science*, 11(4), 345–368. [https://doi.org/10.1016/0305-4403\(84\)90016-5](https://doi.org/10.1016/0305-4403(84)90016-5)
- Cronk, J. K., Fennessy, M. S. 2001. *Wetland plants* (1st edition). Boca Raton. CRC Press. 482 str. <https://doi.org/10.1201/9781420032925>
- Debusk, W. F., Reddy, K. R. 2005. Litter decomposition and nutrient dynamics in a phosphorus enriched everglades marsh. *Biogeochemistry*, 75(2), 217–240. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-7113-0>
- Dolinar, N. 2013. Primarna proizvodnja, razgradnja in glivna kolonizacija izbranih rastlinskih vrst na presihajočem Cerkniškem jezeru : doktorska disertacija [Doctoral dissertation]. Ljubljana. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta. 102 str.
- Dolinar, N., Regvar, M., Abram, D., Gaberščik, A. 2016. Water-level fluctuations as a driver of *Phragmites australis* primary productivity, litter decomposition, and fungal root colonisation in an intermittent wetland. *Hydrobiologia*, 774(1), 69–80. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2492-x>

- Fennessy, M. S., Rokosch, A., Mack, J. J. 2008. Patterns of plant decomposition and nutrient cycling in natural and created wetlands. *Wetlands*, 28(2), 300–310. <https://doi.org/10.1672/06-97.1>
- Gessner, M. O. 2000. Breakdown and nutrient dynamics of submerged *Phragmites* shoots in the littoral zone of a temperate hardwater lake. *Aquatic Botany*, 66(1), 9–20. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(99\)00022-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(99)00022-4)
- Grašič, M., Likar, M., Vogel-Mikuš, K., Samardžić, T., Gaberščik, A. 2022. Decomposition rate of common reed leaves depends on litter origin and exposure location characteristics. *Aquatic Botany*, 179. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2022.103513>
- Gregorich, E. G., Janzen, H., Ellert, B. H., Helgason, B. L., Qian, B., Zebarth, B. J., Angers, D. A., Beyaert, R. P., Drury, C. F., Duguid, S. D., May, W. E., McConkey, B. G., Dyck, M. F. 2017. Litter decay controlled by temperature, not soil properties, affecting future soil carbon. *Global Change Biology*, 23(4), 1725–1734. <https://doi.org/10.1111/gcb.13502>
- Hietz, P. 1992. Decomposition and nutrient dynamics of reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) litter in Lake Neusiedl, Austria. *Aquatic Botany*, 43(3), 211–230. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(92\)-90068-T](https://doi.org/10.1016/0304-3770(92)-90068-T)
- Jenny, H., Gessel, S. P., Bingham, F. T. 1949. Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. *Soil Science*, 68(6), 419–432.
- Kuehn, K. A., Gessner, M. O., Wetzel, R. G., Suberkropp, K. 1999. Decomposition and CO₂ evolution from standing litter of the emergent macrophyte *Erianthus giganteus*. *Microbial Ecology*, 38(1), 50–57. <https://doi.org/10.1007/s002489900154>
- Lambers, H., Chapin, F. S., Pons, T. L. 2008. *Plant physiological ecology* (2nd edition). New York. Springer. 604 str.
- Likar, M., Dolinar, N., Vogel-Mikuš, K., Gaberščik, A., Regvar, M. 2018. Elemental composition and fungal colonisation of decomposing *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. litter at different water regimes. *Acta Biologica Slovenica*, 61(2), 71–84. <https://doi.org/10.14720/abs.61.2.15896>
- Likar, M., Grašič, M., Stres, B., Regvar, M., Gaberščik, A. 2022. Original leaf colonisers shape fungal decomposer communities of *Phragmites australis* in intermittent habitats. *Journal of Fungi*, 8(3). <https://doi.org/10.3390/jof8030284>
- Longhi, D., Bartoli, M., Viaroli, P. 2008. Decomposition of four macrophytes in wetland sediments: Organic matter and nutrient decay and associated benthic processes. *Aquatic Botany*, 89(3), 303–310. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.03.004>
- Lopes, M. L., Martins, P., Ricardo, F., Rodrigues, A. M., Quintino, V. 2011. In situ experimental decomposition studies in estuaries: A comparison of *Phragmites australis* and *Fucus vesiculosus*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92(4), 573–580. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.02.014>
- Nakamura, R., Cornelis, J.-T., de Tombeur, F., Yoshinaga, A., Nakagawa, M., Kitajima, K. 2020. Diversity of silicon release rates among tropical tree species during leaf-litter decomposition. *Geoderma*, 368, 114288. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114288>
- Petraglia, A., Cacciatori, C., Chelli, S., Fenu, G., Calderisi, G., Gargano, D., Abeli, T., Orsenigo, S., Carbog-nani, M. 2019. Litter decomposition: effects of temperature driven by soil moisture and vegetation type. *Plant and Soil*, 435(1–2), 187–200. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3889-x>
- Purchase, D., Scholes, L. N. L., Revitt, D. M., Shutes, R. B. E. 2009. Effects of temperature on metal tolerance and the accumulation of Zn and Pb by metal-tolerant fungi isolated from urban runoff treatment wetlands. *Journal of Applied Microbiology*, 106(4), 1163–1174. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2008.04082.x>

- Ryder, D., Horwitz, P. 1995. Seasonal water regimes and leaf litter processing in a wetland on the Swan Coastal Plain, Western Australia. *Marine and Freshwater Research*, 46(7), 1077. <https://doi.org/10.1071/MF9951077>
- Schaller, J., Brackhage, C., Mkandawire, M., Dudel, E. G. 2011. Metal/metalloid accumulation/remobilization during aquatic litter decomposition in freshwater: A review. *Science of The Total Environment*, 409(23), 4891–4898. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.006>
- Strömberg, C. A. E., Di Stilio, V. S., Song, Z. 2016. Functions of phytoliths in vascular plants: an evolutionary perspective. *Functional Ecology*, 30(8), 1286–1297. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12692>
- Van Ryckegem, G., Gessner, M. O., Verbeken, A. 2007. Fungi on leaf blades of *Phragmites australis* in a brackish tidal marsh: Diversity, Succession, and Leaf Decomposition. *Microbial Ecology*, 53(4), 600–611. <https://doi.org/10.1007/s00248-006-9132-y>
- Wallis, E., Raulings, E. 2011. Relationship between water regime and hummock-building by *Melaleuca ericifolia* and *Phragmites australis* in a brackish wetland. *Aquatic Botany*, 95(3), 182–188. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.05.006>
- Wang, S., Mulligan, C. N. 2009. Enhanced mobilization of arsenic and heavy metals from mine tailings by humic acid. *Chemosphere*, 74(2), 274–279. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.09.040>
- Webster, J. R., Benfield, E. F. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17(1), 567–594. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.003031>
- Zawislanski, P. T., Chau, S., Mountford, H., Wong, H. C., Sears, T. C. 2001. Accumulation of selenium and trace metals on plant litter in a tidal marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52(5), 589–603. <https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0772>