

Az azbesztaszálak mobilitásának környezetbiztonsági jelentősége és hatása a víz-talaj kontinuumra

Macher Gergely Zoltán¹, Dr. Torma András², Dr. Beke Dóra³

¹Egyetemi tanársegéd, Alkalmazott Fenntarthatóság Tanszék, Albert Kázmér Mosonmagyaróvári Kar, Széchenyi István Egyetem, Győr. Elérhetőség: macher.gergely.zoltan@sze.hu

²Tanszékvezető egyetemi docens, Alkalmazott Fenntarthatóság Tanszék, Albert Kázmér Mosonmagyaróvári Kar, Széchenyi István Egyetem, Győr. Elérhetőség: torma@ga.sze.hu

³Egyetemi docens, Növénytudományi Tanszék, Albert Kázmér Mosonmagyaróvári Kar, Széchenyi István Egyetem, Mosonmagyaróvár. Elérhetőség: beke.dora@sze.hu

Kivonat

Az azbeszt és azbesztcement termékek által okozott közvetlen és közvetett környezetterhelés egy, a fejlett és a fejlődő országokat egyaránt érintő, mégis mind a mai napig mellőzött problémakör. Az azbesztrostok rákkeltő hatása régóta csak a munkaegészségüggyel foglalkozó szakemberek egyik fő témája. Általánosságban elmondható, hogy a mára kialakult – olykor még most sem teljeskörű - ismereteink túlnyomó többsége az ásványtani jellemzők, a humánegészségügyi hatások és a hulladékgazdálkodási ismeretek köréből származnak, s nem tudjuk mind a mai napig pontosan, hogy az effajta termékekből felszabaduló azbesztaszálak karakterisztikája miként viselkedik. Ugyanakkor tévedés, hogy az azbesztrostok kizárólag az ipari környezetre koncentrálnak, hiszen az azbesztcement termékek tömegtermelése általánossá vált környezeti problémát eredményezett, mely máig megoldatlan. Ennek oka, hogy még nem született megoldás e termékek teljeskörű kivonására és ártalmatlanítására, s gyakran - pont a fejlődő országokat érintően - az egyes mentesítési eljárások is csak provizórikus jellegűek. Annak ellenére, hogy Magyarországon 2005 óta tilos az azbeszt és az azbeszttermékek építőipari felhasználása, az addigra beépített termékek (azbesztszigetelés, azbesztcement tetőfedő anyagok, azbesztcement-csövek) részét képezik a városi környezetnek. A téma annál is inkább aktuális, hogy az Európai Unió célkitűzése, hogy 2023-ra azbesztmentességet érjen el úgy, hogy a hulladékproblémák megoldása mellett a környezeti elemek érintettségekor mindösszesen a levegőterheltséget vizsgáljuk mind a mai napig. Tudni kell, hogy az azbesztrostok nagy fajlagos felülettel és erős felületi töltéssel rendelkeznek, mely befolyásolja azok mobilitását és a környezettel való kölcsönhatásának mikéntjét. Az azbesztaszálak tulajdonsága változhat, míg az egyik típus vízoldhatatlan, a másik típus rendelkezik hidrofil komponensekkel. Ez a differencia ugyancsak elmondható az önálló elszigeteltségi és az aggregátum-képzési sajátosságok között is. Az azbesztre irányuló kutatások az elmúlt pár évben ismét új lendületet vettek, melyek egyik legfőbb empirikus bizonyítéka, hogy a vizes közeg transzportfolyamatoknak adhat teret, így az azbeszt terjedése nem csak a levegőre koncentráldik immáron, hanem a vízi közműveken túlmenően a folyóvizekre, a csapadékvízre, a talaj- és a rétegvízre, így magára a talajra is. Szemleciikk.

Kulcsszavak: azbeszt, krizotil, azbesztmobilitás, azbeszttoxicitás, talajszennyezés, vízszennyezés.

1. BEVEZETÉS

Az azbeszt gyűjtőfogalom, egyes szilikátásványok szálas megjelenésű változatainak összefoglaló neve (Tóth-Weiszburg, 2011). Az azbeszt kifejezés kétféle rostos szerkezetű szilikátra utal: szerpentinekre és amfibolokra (INSERM 1997, Ramazzini 2010, Lemen 2013). Az azbeszttel kapcsolatos kockázatoknak kitett munkavállalók védelméről szóló 12/2006. (III. 23.) EüM rendelet megfogalmazása szerint, 6 ásványfaj szálas változatát sorolja a magyarországi szabályozás az azbesztek közé, ezek a szerpentin csoportból a krizotil, míg az amfibol csoportból az aktinolit, krokidoltit, antofillit, grunerit, ribeckit és tremolit. A WHO kritériumai szerint, szabályszerű azbesztszál az a részecske, amelynek hossza $>5 \mu\text{m}$, szélessége $<3 \mu\text{m}$, és oldalaránya (hossz:szélesség) > 3 (Cosette, 1984). Ezek a rostok méretüknél fogva könnyen belélegezhetők, így a légutak különböző részein, még az tüdő-léghólyagocskákban (alveolusokban) is megtelepedhetnek (INSERM, 1997).

A krizotil, más néven fehér azbeszt, az azbeszt leggyakrabban használt típusa, mely szintén rákkeltőnek tekinthető (Donaldson et al. 2013, Stayner et al, 2013). A krizotil a többi azbesztásvánnyal szemben másfajta tulajdonságokat mutat, szerkezetét tekintve oktaédes Mg- és tetraédes Si-rétegekből áll, amelynek legkülső rétege Mg-hidroxid (Bales és Morgan 1985). A talaj pH-tartományában (3,0-9,0) a külső Mg-réteg gyorsan oldódik, ezt követően a Si-rétegek oldódása válik az oldódási sebességmeghatározóvá (Bales és Morgan 1985, Gronow 1987, Walter et al. 2019). A krizotil-szuszpenziók oldódási sebessége fordítottan arányos a pH-val (Bales-Morgan, 1985, Gronow, 1987, Walter et al. 2019, Choi-Smith 1972, Rozalen et al. 2014, Thom et al. 2013). A mérsékelt savas pH-tartományban (4,5-6,0) a krizotil jól oldódik, míg savasabb ($\text{pH} \leq 3$) és semleges pH-n inkongruensen viselkedik (Gronow 1987, Walter et al. 2019). Vagyis a fehér azbeszt oldódási sebességének mértékét nagymértékben meghatározza a környezet vagy egy adott közeg (talaj, víz) savasságának mértéke. Egyes azbeszt ásványok, például a krizotil nettó pozitív felületi töltést mutatnak a vízben semleges pH körül a külső brucitszerű réteg miatt (Pollastri et al. 2014). Ugyanakkor a krizotil talajban való sorsával kapcsolatos kulcskérdések továbbra is megválaszolatlanok (Walter et al. 2022).

Az azbeszt globális felhasználása az 1940-es és 1980-as évek között exponenciálisan nőtt, míg el nem érte csúcspontját (Kim et al. 2015, Virta 2006). Ugyanakkor minden megváltozott, amikor Európában antropogén környezeti azbesztexpozíció okozta haláleseteket jelentettek

többek között Hollandiában, Lengyelországban és Olaszországban is (Drieco et al. 2009, Szeszenia-Dabrowska et al. 1998, Ferrante et al. 2016, Musti et al. 2009). Így az azbeszt és az azbeszttermékek káros egészségügyi hatásait csak a 20. század második felében azonosították (Doll 1955, Selikoff et al. 1965, Wagner et al. 1960), mely felfedezés azt eredményezte, hogy 1977-ben a Nemzetközi Rákkutató Ügynökség az azbeszt összes formáját az 1. csoportba tartozó rákkeltő anyagok közé sorolta (IARC 2012, INRS 2020). Ennek ellenére számos országban, így Magyarországon is az azbeszt tartalmú termékek felhasználásának csúcspontját az 1980-as év jelentette. Az azbeszttel összefüggő kockázatok elsősorban a rostok belélegzéséből erednek, az élethosszig tartó rákkockázatra vonatkozó becslések pedig főképp e rostok szennyezettségi és expozíciós koncentrációján alapulnak (Baker et al. 2018, Swartjes et al. 2003). Ebből kifolyólag, mind a mai napig az elsődleges vizsgálati közeg az azbeszt tekintetében a levegő, koncentrációegysége pedig az egy adott levegőtér fogatra jutó azbesztszálak száma.

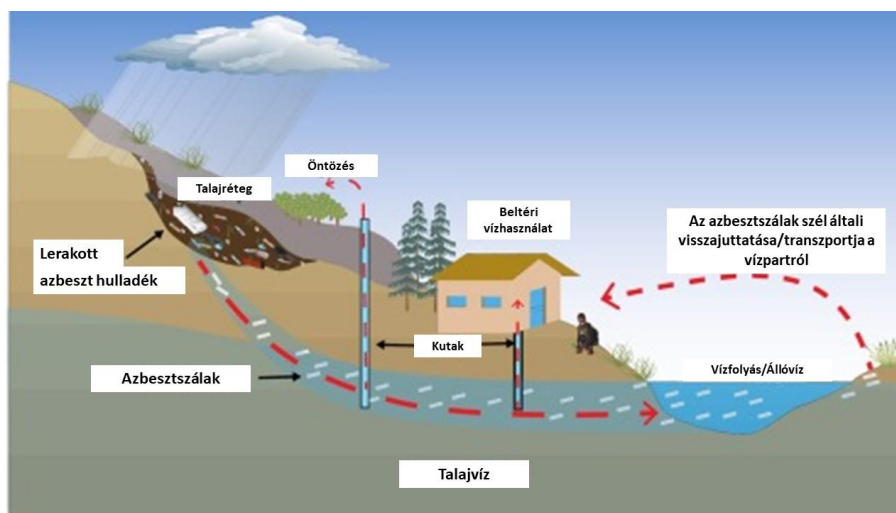
2. AZ AZBESZTCEMENT-TERMÉKEK ÉS AZOK KÖRNYEZETBIZTONSÁGI KOCKÁZATAI

A világszerte beépített azbeszt több mint 90%-át azbesztcement lemezek és csövek gyártására használták fel és használják egyes országokban mind a mai napig (Ramazzini 2010). Az azbesztcement fizikai és kémiai tulajdonságairól elmondható, hogy azbesztszálak és cementmátrix alkotja, amely a cementkötőanyag és a víz reakciótermékeinek keveréke. Az azbesztszálakat széles körben használták megerősítésként cement-azbeszt kompozitokban a szakítószilárdság és a hőállóság javítása érdekében (Wang et al. 2017). Az azbesztcement termékek nagy kötőanyag-tartalmú alkalmazási formák, amelyek leggyakoribb formája az azbesztcement síkpala, hullámpala és vízvezetékcső, amelyeknél legfeljebb 8-10% azbesztet keverték 90-92% cement kötőanyaghoz (Tóth-Weiszbürg, 2011).

Malinconico et al. (2022) szerint, azok a fizikai-kémiai tulajdonságok, amelyek az azbesztet számos műszaki alkalmazásban hasznossá tették, ugyanazok, amelyek környezeti perzisztenciáját és kármentesítési problémáit is okozzák – például ellenáll a kémiai, biológiai és hőkezeléseknek, amelyeket gyakran használnak szerves szennyező anyagok esetén. E termékek esetében jól ismert alterációs folyamat az exogén vagy antropogén tényezők hatására történő aprózódás, hasadás és kiporzás (Burrigato et al. 2010, Bint et al. 2017). Tóth-Weiszbürg (2011) szerint a magas kötőanyag-tartalom erősen csökkenti az azbesztszálak

levegőbe kerülésének esélyét, a tönkremenetelkor ugyanakkor megemelkedik a kiporzási esély mértéke. Ugyanakkor az elhasznált palatető épületek körüli levegőben lévő azbesztkoncentrációról megállapították, hogy nagyon káros lehet az egészségre (Spurny 1989). Az azbeszt környezeti vagy munkahelyi expozíciója növeli a légúti betegségek, például az azbesztózis, a tüdőrák és a mezotelióma (*Mesothelioma malignum*) kockázatát (Kamp 2009, Mossman et al. 1996).

Az azbesztcementek akkor károsak, ha az azbesztszálak kijutnak a szerkezetből és a környező területekre kerülnek, mely esetben - ahogy azt Bornemann-Hildebrandt (1986) is kiemeli - elsősorban az időjárás viszontagságai, a szélsőséges időjárási jelenségek és a klímaváltozás következtében kialakuló hirtelen csapadéktöbblet a felelős. Ilyen tényezők lehetnek a csapadék, a vízszállítás és a párolgás, az erózió, az abláció, az inszoláció és az emberi tevékenység is: járműszállítás, földtömegek elmozdulása, földmozgatás, mezőgazdaság stb. A szennyezés különösen a vizet, a levegőt és a talajt érinti (Sachanbiński 2009). Az 1. ábrán az azbesztszálak potenciális transzport folyamatai láthatók, melyekben mind a talaj, mind a víz részt vesz, mint szállítóközeg.



1. ábra: Az azbesztszálak lehetséges transzportútvonalai

Kép forrása: Mohanty et al. 2021, saját fordítás

Zhang et al. (2016) ugyanakkor megfogalmazza a megoldás egyik legfőbb problémáját, miszerint az ilyen palák eltávolítása és ártalmatlanítása hosszútávú folyamat, mivel a palatetőök, de általánosságban az azbesztcement termékek rendkívül gyakoriak az

épületekben, eltávolításuk és ártalmatlanításuk költsége pedig magas. Az azbeszttartalmú anyagokat általában hulladéklerakókban ártalmatlanítják, ahol jellemzően a talajba temetik azokat, hogy megakadályozzák az eróziót és a kiporzást. A szállítás vagy tárolás folyamán bekövetkező kopás és sérülés következtében kisebb szálak keletkezhetnek. Kisebb méretüknek köszönhetően a szálak nagyobb potenciállal rendelkeznek a vízben való szállítódásra, mint az ömlesztett azbeszt, a beszivárgó vízen keresztül pedig a talajvízbe is kerülhetnek (Mohanty et al. 2021). Ennél fogva külön kiemelendő a lakosság helytelen magatartása következtében kialakuló szennyezés is, hiszen gyakorta előfordul, hogy egyes lakosok illegálisan próbálnak megszabadulni a veszélyes hulladékká vált azbesztcement termékektől. Ennélfogva megfelelő kezelés hiányában ezek az anyagok könnyen erodálódnak és szálakat bocsátanak ki a talajba (Malinconico et al. 2022).

A palákból természetes úton felszabaduló azbeszt mennyisége az öregedés és az időjárási viszonyok hatására a pala felületéről kibocsátott azbeszt mennyiségét jelzi (Zhang et al. 2016). Cely-García (2020) egy Columbiában végzett tanulmánya során, tevékenység alapú mintavétel segítségével értékelte az azbesztszálak kibocsátását különböző szennyezett talajmintákból, és az azbesztkockázatot nagyon alacsonynak ítélte. Ezzel szemben Bornemann és Hildebrandt (1986) arról számolt be, hogy egy régebbi palatető, amelyet régen építettek be, vagy egy sérült felületű palatető éves átlagban közel 3 g/m^2 -es koncentrációjú azbesztszálakat bocsát ki a levegőbe (Bornemann-Hildebrandt 1986). Spurny (1989) pedig már arról írt, hogy az azbesztcement palák felülete évente körülbelül 0,01-0,024 mm-es korrodálódást mutatott az időjárás változása következtében (Spurny, 1989, Zhang et al. 2016).

3. AZ AZBESZTSZÁLAK OKOZTA TALAJSZENNYEZÉS ÉS ANNAK KOCKÁZATAI

A földi környezet vagy geogén (Baumann et al. 2015, Buck et al. 2013, Pan et al. 2005, Luce et al. 1994, Emri et al. 2002, Bloise et al. 2020, Punturo et al. 2019, Punturo et al. 2018, Ricchiuti et al. 2020,) vagy antropogén módon azbeszttel szennyezett (Walter et al. 2022). Ricchiuti et al. (2021) szerint a kőzetekben természetesen előforduló azbeszt geológiai folyamatokon keresztül kerül a talajba, továbbá az ezekből a kőzetekből származó talaj örökli az alapkőzet ásványtani és geokémiai összetételét. A természetes azbesztleakódások nem folyamatosak, gyakran intenzíven tektonizálódnak és törékenyek, valamint Burragato et al. (2010) azt is kiemelik, hogy gyenge mechanikai igénybevétel hatására széteshetnek, és inkoherens anyaggá

alakulhatnak, amely könnyen geopedogenizálható. Az azbeszt természetes folyamatok (pl. mállás és azbeszttartalmú kőzetek eróziója) révén, de főképp antropogén szennyeződési forrásokból való kiszabadulás útján a talajok és üledékek részévé válhat (Bowes et al. 1977). Ugyanakkor ez nem azt jelenti, hogy a természetes formában előforduló azbesztszálak ne váltanának ki környezeti kockázatot, hiszen Lee et al. (2008) is megfogalmazza, hogy az azbesztet természetes formában tartalmazó kőzetek és talajok szintén a levegőben szálló rostok forrásai. Korábban a talajt olyan rétegnek, szférának tekintették, amely hatékonyan szigeteli a környezetből származó hulladékban található azbesztet (US Environmental Protection Agency 2022, Obmiński 2022).

A legújabb kutatási eredmények ugyanakkor azt támasztják alá, hogy a talajban gyakran előforduló szerves savak fokozhatják a kis méretű azbesztszálak kimosódását (Mohanty et al. 2021). Bár ezen szálak transzportjának mértéke nem gyors, különböző mechanikai tényezők hatására a levegőbe kerülő belélegezhető por forrásává is válhatnak (Swartjes-Trompe 2008, Turci et al. 2016). A talajban való koncentrációjától függően az azbeszt részben ki is szorulhat. Ez magában foglalja a levegőbe történő visszabocsátást, az azbesztszálak elektromos töltésének módosulása pedig hatással lehet a talajban lévő szerves rétegre, ami elősegíti a szálak migrációját (American Chemical Society Meeting in Philadelphia 2016). A természetben az azbeszt nagy lerakódásokban fordulhat elő, leggyakrabban előforduló formája a korábban is említett krizotil (fehér-azbeszt), melynek rostjai megtalálhatók a szerpentin sziklaalakzatokban (Vignaroli et al. 2011). A leggyakoribb antropogén forrásoknak az épületszerkezetekben használt azbesztcementlemez, burkolólapok és -panelek tekinthetők, melyek főként krizotilt tartalmaznak. A környezeti koncentrációk az antropogén tevékenységek, a földhasználat és a természeti tényezők következtében igen eltérőek lehetnek, mivel az azbesztcement termékek öregedése a fő oka a szálak városi környezetben történő felszabadulásának, ami a forrás fajtájától (morzsalékos vagy kötött), annak lebomlási szintjétől és a kezelés/manipuláció típusától függ (Malinconico et al. 2022).

A használatban lévő sérült, erodált azbesztcement termékek nagymennyiségű szálakat emittálhatnak a levegőbe, amelyek később lerakódhatnak a talaj felszínén (Malinconico et al. 2022). Ricchiuti et al. (2020) úgy fogalmaz, hogy az azbesztcement termékek messzemenően az azbesztszálak fő forrását jelentik a legtöbb emberi ökoszisztémában. Noha viszonylag

széleskörűnek tekinthető irodalom áll rendelkezésre az azbeszttel szennyezett földterületek kiaknázásából és a szálak emissziójából eredő veszélyekről, mindezek ellenére keveset tudunk arról, hogy az azbeszt milyen mértékben halmozódik fel az azbeszttartalmú tetőfedő anyagokkal rendelkező épületek környező talajában (Obmiński 2022). A talajba kerülve az azbeszt általában megtapad, és különböző módon lép kölcsönhatásba más ásványi részecskékkel, szerves anyagokkal, vízzel, gázokkal és élőlényekkel (Malinconico et al. 2022).

Ugyanakkor az azbesztszálak porózus közegben való mobilitásával kapcsolatos kutatások hiánya, korlátozza azon környezeti tényezők megértését, amelyek megmagyarázhatnák a rostok talajban történő szállítását. A korábban is említett rostkoncentráció és a mért talajkoncentráció közötti összefüggést először Addison et al. (1988) mutatta ki, és a RIVM Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Swartjes et al. 2003, Swartjes-Tromp, 2008) bővítette. Ennek segítségével számszerűsíthető az azbesztkoncentráció mértéke talajközegben is, ugyanakkor a talajban lévő azbeszt kockázatai jelenleg bizonytalanok, és további kutatásokra van szükség ahhoz, hogy értékelni lehessen a rostok felszabadulása közötti kapcsolatot (Baker et al. 2018, Hellowell-Hughes 2021).

Feltételezve, hogy az azbesztszálak hasonlóan viselkednek, mint a vízben lévő többi ásványi kolloid, a talajban lévő rostok mobilitása számos kolloidtranszport vizsgálat alapján megjósolható (Ryan-Elimelech 1996). Az azbesztszálak egyedi fizikai és felületi kémiai tulajdonságai befolyásolhatják a talajban való szállításukat, az azbesztszálak hosszú oldalarányúak, a szálak hossza 100 µm tartományba esik (Skinner et al. 1988). Elsősorban a lefolyás és a lerakódás jelentik a fő szállítási folyamatokat, amelyek többféleképpen kölcsönhatásba léphetnek a kibocsátó folyamatokkal (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2002, Koumantakis et al. 2009, Malinconico et al. 2022).

Ahogy azt Mohanty et al. (2021) is megfogalmazta, a kolloidok szállítását és eltávolítását olyan fizikai tényezők befolyásolhatják, mint a méret (Pelley és Tufenkji 2008), a kolloidok alakja (Seymour et al. 2013), valamint a pórusméretek eloszlása a talajban (Bradford et al. 2002), valamint a kémiai tényezők, mint a pH (Bergendahl.Grasso, 1999), az ionerősség (Tufenkji-Elimelech 2005), valamint a foszfátok és az oldott anyagok jelenléte (Hofmann-Liang 2007), amelyek befolyásolják a kolloidok és a talaj kölcsönhatását. A kolloidok a beszivárgó víz által a

talajon keresztül jutnak el, és ülepedéssel, abszorpcióval/adszorpcióval és diffúzióval rakódnak le a szemcsék felületére, ahogy azt a kolloidszűrés elmélete előre vetíti (Elimelech 1994, Mohanty et al. 2021). A talajban történő azbesztmérésekkel kapcsolatos korábbi tanulmányok elsősorban az egykori azbesztbányászati területekre vonatkoznak (Turci et al. 2016), holott szükség van egyéb érintett terület felmérésére és azok érintettségének meghatározására is. A mezőgazdasági tevékenység eredményeként a talajban lévő azbesztrészecskék szétesnek, és a levegőbe kerülnek, melyből adódóan a mezőgazdasági szektor különösen veszélyeztetett (Sachanbiński 2009, Turci et al. 2016, Petriglieri et al. 2021, Baumann et al. 2011), mivel ez felelős a talaj és a növények kiaknázásához való hozzájárulásért (Obmiński 2022), mégis az e területre irányuló kutatások száma elenyésző.

4. AZ AZBESZTSZÁLAK OKOZTA VÍZSZENNYEZÉS ÉS ANNAK KOCKÁZATAI

Az azbesztszálak levegőn keresztüli expozíciójára vonatkozó tanulmányok nagy figyelmet kaptak a különböző humánegészségügyi megbetegedések, így a tüdőrák és a mezotelióma (*Mesothelioma malignum*) okán (Furuya et al. 2018, Nielsen et al. 2014, WHO 2006), míg a vízben keresztül kifejtett expozícióra sokkal kevesebb figyelem hárult annak ellenére, hogy megnövekedett a gyomorrák kockázata a lenyelt azbeszt miatt (Fortunato-Rushton 2015). Az azbeszttartalmú anyagok főként a levegőbe kerülve válnak veszélyessé, a lenyelt rostok patogenitására a mai napig folynak kutatások (WHO 1986, Gamble 2008, Di Ciaula-Gennaro 2016, Totaro et al. 2019, Cheng et al. 2021). A levegőben szálló azbesztből és a víz mobilizálása/párolgása során felszabaduló azbesztiform ásványokból eredő lehetséges kockázatokról kevés tanulmány közölt adatokat (Avataneo et al. 2022).

Fuller (1977) korábbi kijelentése szerint az azbesztszálak vízben vagy talajon keresztül kifejtett környezeti expozíciójának mértéke elhanyagolhatónak tekinthető azzal a feltételezéssel, hogy az azbesztszálaknak meg kell tapadniuk a talajon, valamint kiszűrődnek a beszivárgó vízből. Ugyanakkor a közelmúltban számos tanulmány is azt fogalmazta meg, hogy a talajfelszín alatt több száz méteres mélységben lévő vízbázisokban azbesztszálak jelenlétét lehetett kimutatni (Buzio et al. 2000, Emmanouil et al. 2009, Buck et al. 2013), melynek következtében egy új, alternatív transzportútvonala és egyben azbesztexpozíciós útvonala is megjelent a sekély talajvíz révén (Mohanty et al. 2021). Az azbesztszálaknak a talajból a felszíni vizekbe történő átvitele intenzíven függ számos helyspecifikus paramétertől, mint például: csapadék, talaj/kőzetek

lebonthatósága, lejtők morfológiája, növényzet típusa és természetesen az antropogén hatás mértéke (Avataneo et al. 2020). Ezért kiemelt fontosságú azoknak a környezeti feltételeknek a megértése, amelyek növelik az azbesztszálak mobilitását a szennyezett talaj és a talajvíz között (Mohanty et al. 2021).

Avataneo et al. (2020) kiemeli, hogy a korábbi kutatások főként a felszíni vizekre összpontosultak, míg a felszín alatti vizekre vonatkozó vizsgálatok mind a mai napig kísérleti szakaszban vannak. Általánosságban elmondható, hogy az azbeszt által okozott vízszennyezés antropogén és természetes okokhoz kapcsolódik. Külön figyelmet érdemel, hogy az azbesztszálak vízi ökoszisztémákra gyakorolt hatása általában nem ismert, és csak nagyon kevés tanulmány készült a különböző hatásmechanizmusok alátámasztására. Azokban az országokban, ahol az azbeszt ipari felhasználása tiltott vagy szigorúan szabályozott, az antropogén okok közé sorolható a bányákból és kőfejtőkből származó, azbeszttel szennyezett víz lerakása. További antropogén emissziós forrás az ivóvíz- és szennyvízhálózatban használt azbesztcement csövek erodációja is, melyek szintén azbesztszálakat bocsáthatnak ki, de ezen túlmenően a helytelenül elhelyezett, azbeszttel szennyezett hulladékon átáramló víz szintén szennyezés forrásává válhat (Mohanty et al. 2021).

Noha sokat tudunk a levegőben szálló azbeszt és hasonló azbesztiform ásványok belégzése által okozott betegségekről (Baumann et al. 2013), a vízben úszó, lebegő rostok potenciális egészségügyi kockázatairól még nem áll kellő mennyiségű információ rendelkezésre, holott ez az egyik leginkább kockázatos mobilizációs útvonal a környezetben (Avataneo et al. 2022). A vízi ökoszisztéma összetevőire és működésére gyakorolt hatások hosszútávú és széleskörű, minden szintre kiterjedő értékelése mind a mai napig hiányzik (Jacques-Pienitz 2022).

Caramuscio et al. (1992) egy azbesztbánya közelében végzett vizsgálatokat a talajvízben és a felszíni vizekben előforduló azbesztszennyezéssel összefüggően. A bánya közelében mintavételezett patakvizek azbeszttartalma 1,00–3,60 mg/l, míg a talajvíz 1,00–4,10 mg/l volt. A bányászati tevékenységből származó azbesztszennyező anyagokról kimutatták, hogy fémszennyezést és azbesztszálalás dúsulást okoznak a felszíni vizekben és üledékekben (Monaro et al. 1983, Meck et al. 2006, Koumantakis et al. 2009, Kumar és Maiti 2015). Kusiorowski et al. (2023) azt írták, hogy korábban számos kutatást végeztek olyan területeken, ahol a

kőzetekben és talajban található, ugyanakkor nem természetes eredetű azbesztszálak mennyisége egyértelműen kimutatható volt (McGuire et al. 1982, McMillan et al. 1977, Schreier 1987, Hayward 1984, Millette et al. 1980, Millette et al. 1983, Wei et al. 2013, Bales et al. 1984), mely aktív és inaktív azbesztbányák közelében nagyobb méreteket öltött (Anastasiadou-Gidaracos 2007, Kashansky-Slyshkina 2002, Koumantakis et al. 2009). Ez utóbbi esetekben 10-12 azbesztszál/liter koncentrációban észleltek a felszíni vizekben (Schreier, 1987) azbesztet. A szálak főként rövidek voltak, hosszúságuk $<5 \mu\text{m}$, de a patakvízből a levegőbe történő lehetséges azbesztdiszperziót nem vették figyelembe (Schreier 1987).

A vízminőségre vonatkozó európai uniós jogszabályok mindezek ellenére, mind a mai napig nem tartalmaznak határértékeket/irányadó értékeket sem ivóvízben lévő azbesztre (Malinconico et al. 2005, Európai Parlament és Tanács 2020), sem pedig a természetes felszíni és felszín alatti vizekre vonatkozóan. Emellett Európában ritkán végeznek azbeszt ellenőrzésre irányuló méréseket az ivóvizek esetében (Pirani 2017). Az Egészségügyi Világszervezet (WHO) még nem határozta meg az azbeszt biztonságos koncentrációjának szintjét a vízben (WHO 2020). Az Amerikai Egyesült Államok Környezetvédelmi Ügynöksége (USA-EPA) azonban az azbeszt szennyezőanyag-tartalmának maximális szintjét az ivóvízben 7×10^6 azbesztszál/liter koncentrációban állapította meg (USA-EPA 2004), mely elsősorban a $10 \mu\text{m}$ -nél hosszabb szálakra utal (USA-EPA 1994). Számos tanulmány foglalkozott az ivóvizek háttérszintjének monitorozásával és meghatározásával, melyek közül az eddig mért legmagasabb értékek az USA-ban 10^7 azbesztszál/liter (USA) felettiak voltak (Millette et al. 1980, Millette et al. 1983, Webber-Covey 1991), Kanadában pedig 10^8 azbesztszál/liter feletti (Chatfield-Dillon 1979).

Webber et al. (1988) összefüggést mutatott ki a levegőben és a vízben szálló azbeszt mennyisége között olyan épületekben, ahol azbesztet (krizotil és amfibol) mutattak ki a csapvízben, és arról számoltak be, hogy $2,4 \cdot 10^7$ azbesztszál/liter vízborítású szálak akár 120 azbesztszál/liter koncentrációjú levegőterheltséget is eredményezhetnek. Ebből kifolyólag nem szabad megfeledkezni az esetleges havária helyzetekről sem, hiszen az azbeszt koncentrációja a felszíni vizekben és az ivóvizekben drámaian megnőhet egy esetleges természeti katasztrófa alkalmával (Capuano et al. 2014). Mezőgazdasági és vízgazdálkodási szempontból pedig külön figyelmet érdemel, hogy a szennyezett talajvíz öntözésre (Turci et

al. 2016) és beltéri vízhasználatra (Roccaro-Vagliasindi 2018) történő felhasználása növeli az azbeszt belélegzésének kockázatát (Mohanty et al. 2021), így a humánexpozíció mértékét.

5. ÖSSZEGZÉS

Kutatásunkban rávilágítottunk arra, hogy az azbeszt és a különböző azbeszttermékek révén előálló probléma már régóta egy olyan környezetvédelmi terület, amely alapjaiban túlmutat a korábban kialakult hulladékgazdálkodási kérdéskörön. Az elmúlt években megjelenő nemzetközi szakirodalmak eredményei megcáfolták azon uralkodó feltételezést, miszerint az azbesztszálak mozdulatlanok talajban, valamint azt, hogy a víz, mint hordozóközeg csak minimális szerepet tölt be az azbesztszálak mobilizációjában, ezáltal a humán expozíció és kockázatifaktor mértékében. Noha a tématerület kísérleti jelleggel kutatott, továbbra is hiányoznak azok a szabványosított analitikai módszerek és eljárások, amelyek konkrét útmutatást adnának a különböző víztípusok és talajtípusok érintettségének feltárására. A korábbi vizsgálatok során kimutatott azbesztkoncentráció általában nagyon alacsony (<0,001 tömegszázalék) volt, melynek túlnyomó része szálak formájú krizotil-azbeszt. A vizes közeg érintettségére irányuló vizsgálatok alapegysége továbbra is a levegővizsgálatok érintettségéhez hasonló, szükséges volna egy olyan eljárás kidolgozása is, amely az egyes víztestek térfogategységre vonatkozó érintettségét számszerűsítené. Mindezek alapján levonható azon következtetés, miszerint a jövőben az azbesztproblémát komplex módon kell vizsgálni, a levegő, a talaj és a víz, mint érintett szféra és hordozóközeg együttes vizsgálatával.

Irodalomjegyzék

American Chemical Society Meeting in Philadelphia (2016): The fate of asbestos in soil: remediation prospects and paradigms. National Conference in Philadelphia Session TOXI 25.

Baumann F., Buck B.J., Metcalf R.V., McLaurin B.T., Merkler D.J., Carbone M. (2015): The presence of asbestos in the natural environment is likely related to mesothelioma in young individuals and women from Southern Nevada. *Journal of Thoracic Oncology*, 10 (5) (2015), pp. 731-737

- IARC. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Asbestos (chrysotile, amosite, crocidolite, tremolite, actinolite, and anthophyllite). Volume 100C. 2012.

Addison J., Davies L. S.T., Robertson A., Willey R. J. (1988): Release of dispersed asbestos fibres from soils. Institute of Occupational Medicine, Edinburgh (UK)

Agency for Toxic Substances and Disease Registry Toxicological profile for Asbestos, ATSDR'S. *Toxicol. Profiles* (2002)

Anastasiadou K., Gidarakos E. (2007): Toxicity evaluation for the broad area of the asbestos mine of northern Greece. *Journal of Hazardous Materials*, 139 (1) (2007), pp. 9-18. Available from: https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=2ahUKEwiPqrrulb3nAhXt1FkKHfFOD1IQFjAAegQIBBAB&url=http%3A%2F%2Fwww.inrs.fr%2Fdm%2Ffinrs%2FPDF%2Famiante-dates-clefs%2Famiante-datesclefs.pdf&usg=AOvVaw1gYqQpXoaVccbM7nYhg_1C [Accessed: February 2020]

Avataneo C., Belluso E., Bergamini M., Capella S., De Luca D.A., Lasagna M., Turci F. (2020): Waterborne Naturally Occurring Asbestos: a case study from Piedmont (NW Italy). EGU General Assembly 2020, Online, 4–8 May 2020, EGU2020-19615.

Avataneo C., Petriglieri J. R., Capella S., Tomatis M., Luiso M., Marangoni G., Lazzari E., Tinazzi S., Lasagna M., De Luca D. A., Bergamini M., Belluo E., Turci F. (2022): Chrysotile asbestos migration in air from contaminated water: An experimental simulation. *Journal of Hazardous Materials*. 424:C.

Baker K., Sole S., Hay S., Mitcheson B., Thomas L. (2018): Discussion Paper on Guidelines for Airborne Concentrations of Asbestos Fibres in Ambient Air: Implications for Quantitative Risk Assessment, Society for Brownfield Risk Assessors. SoBRA (2018)

Bales R.C., Morgan J.J. (1985): Dissolution kinetics of chrysotile at pH=7 to 10. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 49 (11) (1985), pp. 2281-2288

Bales R.C., Newkirk D.D., Hayward S.B. (1984): Chrysotile asbestos in California Surface Waters: from upstream rivers through water treatment. *Journal / American Water Works Association*, 76 (1984), pp. 66-74.

Baumann F., Ambrosi J. P., Carbone M. (2013): Asbestos is not just asbestos: an unrecognised health hazard. *The Lancet Oncology*. 14:7. 576-578.

Baumann F., Maurizot P., Mangeas M., Ambrosi J.-P., Douwes J., Robineau B. (2011): Pleural mesothelioma in New Caledonia: associations with environmental risk factors. *Environmental Health Perspectives*, 119 (2011), pp. 695-700.

Bergendahl J., Grasso D. (1999): Prediction of colloid detachment in a model porous media: thermodynamics. *AIChE Journal*, 45 (3) (1999), pp. 475-484.

Bint L., Hunt S., Dangerfield D., Mechaelis M. (2017): New Zeland Guidelines for Assessing and Managing Asbestos in soil. Branz, Porirua, 96 p.

Bint L., Hunt S., Dangerfield D., Mechaelis M., (2017): New Zeland Guidelines for Assessing and Managing Asbestos in soil. Branz, Porirua, 96 p.

Bloise A., Ricchiuti C., Punturo R., Pereira D. (2020): Potentially toxic elements (PTEs) associated with asbestos chrysotile, tremolite and actinolite in the Calabria region (Italy). *Chemical Geology*, 558 (2020), Article 119896.

Bornemann P., Hildebrandt U. (1986): On the problem of environmental pollution by weathering products of asbestos cement. *Staub, Reinhaltung der Luft* 11, 487-489.

Bowes D.R., Langer A.M., Rohl A.N., Zussman J. (1977): Nature and Range of Mineral Dusts in the Environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A, Mathematical and Physical Sciences*, Vol. 286, No. 1336, *Mineralogy: Towards the Twenty-first Century*, pp. 593-610.

Bradford S.A., Yates S.R., Bettahar M., Simunek J. (2002): Physical factors affecting the transport and fate of colloids in saturated porous media. *Water Resources Research*, 38 (12) (2002)

Buck B.J., Goossens D., Metcalf R.V., McLaurin B., Ren M., Freudenberger F. (2013): Naturally occurring asbestos: potential for human exposure, Southern Nevada, USA. *Soil Science Society of America Journal*, 77 (2013), pp. 2192-2204

Burrigato F., Gaglianone G., Gerbasì G., Mazziotti-Tagliani S., Papacchini L., Rossini F., Sperduto B. (2010): Fibrous mineral detection in natural soil and risk mitigation (1st paper), *Period. Mineral.* 79, 3, 21-35.

Buzio S., Pesando G., Zuppi G. M. (2000): Hydrogeological study on the presence of asbestos fibres in water of northern Italy. *Water Research*. 34:6. 1817-1822.

Capuano F., Fava A., Bacci T., Sala O., Paoli F., Biancolini V., Motta E. (2014): La ricerca di amianto nelle acque potabili, in: Arpa Agenzia regionale prevenzione e ambiente dell'Emilia-Romagna, *Ecoscienza n. 3 /2014. Acque potabili un sistema di controllo integrato all'altezza delle sfide.*

Caramuscio P., Annoni P., Maran S., Zuppi G.M., Pesando G. (1992): Simulation of nickel transport in the shallow aquifer of Stura Valley (Northern Italy). A. Balkema (Ed.), *Environmental Issues and Management of Waste in Energy and Mineral Production*, Brookfield, Rotterdam (1992)

Cely-García M. F., Lysaniuk B., R. Pasetto, Ramos-Bonilla J. P. (2020): The challenges of applying an Activity-Based Sampling methodology to estimate the cancer risk associated with asbestos contaminated landfilled zones. *Environmental Research* Volume 181, February 2020, 108893.

Cheng T.J., More S.L., Maddaloni M.A., Fung E.S. (2021): Evaluation of potential gastrointestinal carcinogenicity associated with the ingestion of asbestos. *Reviews on Environmental Health*, 26 (1) (2021), pp. 15-26.

Choi I., Smith R.W. (1972): Kinetic study of dissolution of asbestos fibers in water. *Journal of Colloid And Interface Science*, 40 (2) (1972), p. 253.

Cossette, M. (1984): Defining Asbestos for monitoring Purposes, in: *Definitions for Asbestos and Other Health-Related Silicates*. ASTM Special Technical Publication 834, Benjamin Levadie, Ed., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 5–50.

Di Ciaula A., Gennaro V. (2016): Possible health risk from asbestos in drinking water. *Epidemiologia & Prevenzione*, 40 (6) (2016), pp. 472-475.

Doll R. (1955): Mortality from lung cancer in asbestos workers. *British journal of industrial medicine*.1955; 12(2):81-6.

Donaldson K., Poland C.A., Murphy F.A., MacFarlane M., Chernova T., Schinwald A. (2013): Pulmonary toxicity of carbon nanotubes and asbestos—similarities and differences. *Advanced Drug Delivery Reviews*, 65 (2013), pp. 2078-2086.

Driee H.A.L., Siesling S., Swuste P.H.J.J., Burdorf A. (2009): Assessment of cancer risks due to environmental exposure to asbestos. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 20 (2009), p. 478,

Elimelech M. (1994): Effect of particle-size on the kinetics of particle deposition under attractive double-layer interactions. *Journal of Colloid And Interface Science*, 164 (1) (1994), pp. 190-199.

Emmanouil K., Kalliopi A., Dimitrios K., Evangelos G. (2009): Asbestos pollution in an inactive mine: determination of asbestos fibers in the deposit tailings and water. *Journal of Hazardous Materials*, 167. 1080-1088.

Emri S., Demir A., Dogan M., Akay H., Bozkurt B., Carbone M., Baris I. (2002): Lung diseases due to environmental exposures to erionite and asbestos in Turkey. *Toxicology Letters*, 127 (1) (2002), pp. 251-257

Európai Parlament És Tanács (2020): Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption (recast) (Text with EEA relevance).

Ferrante D., Mirabelli D., Tunesi S., Terracini B., Magnani C. (2016): Pleural mesothelioma and occupational and non-occupational asbestos exposure: a case-control study with quantitative risk assessment. *Occupational and Environmental Medicine*, 73 (3) (2016), pp. 147-153.

Fortunato L., Rushton L. (2015): Stomach cancer and occupational exposure to asbestos: a meta-analysis of occupational cohort studies. *British Journal of Cancer*. 112. 1805-1815.

Fuller W. H. (1977): *Movement of Selected Metals, Asbestos, and Cyanide in Soil: Applications to Waste Disposal Problems*. Municipal Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.

Furuya S., Chimed-Ochir O., Takahashi K., David A., Takala J. (2018): Global asbestos disaster. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15 (5) (2018), p.

Gamble J. (2008): Risk of gastrointestinal cancers from inhalation and ingestion of asbestos. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 52 (2008), pp. S124-S153.

Gronow J.R. (1987): The dissolution of asbestos fibers in water. *Clay Miner.*, 22 (1) (1987), pp. :21—35.

Hayward S.B. (1984): Field monitoring of chrysotile asbestos in California waters. *Journal / American Water Works Association*, 76 (3) (1984), pp. 66-73

Hellawell E. E., Hughes S. J. (2021): Asbestos contamination on brownfield development sites in the UK. *Environmental Research*, 2021 Jul;198:110480. doi: 10.1016/j.envres.2020.110480. Epub 2020 Nov 16. PMID: 33212133.

Hofmann A., Liang L. (2007): Mobilization of colloidal ferrihydrite particles in porous media - an inner-sphere complexation approach. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 71 (24) (2007), pp. 5847-5861.

INRS. *Dates clefs dans la connaissance et la prévention du risque amiante*.

INSERM (1997) (expertise collective). *Effets sur la santé des principaux types d'exposition à l'amiante*. Rapport. Paris, Les éditions Inserm, 1997, 434 p

Jacques O., Pienitz R. (2022): Assessment of asbestos fiber contamination in lake sediment cores of the Thetford Mines region, southern Quebec (Canada). *Environmental Advances*, 8. ISSN 2666-7657.

Kamp D.W. (2009): Asbestos-induced lung diseases: an update. *Translational Research*, 4. 243-152.

Kashansky S.V., Slyshkina T.V. (2002): Asbestos in water sources of the Bazhenovskoye chrysotile asbestos deposit. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, 15 (2002), pp. 65-68.

Kim Y., Hong W., Zhang Y. (2015): Development of a model to calculate asbestos fiber from damaged asbestos slates depending on the degree of damage. *Journal of Cleaner Production*, 86, 88-97.

Koumantakis E., Kalliopi A., Dimitrios K., Gidaracos E. (2009): Asbestos pollution in an inactive mine: determination of asbestos fibers in the deposit tailings and water. *Journal of Hazardous Materials*, 167 (2009), pp. 1080-1088.

Koumantakis E., Kalliopi A., Dimitrios K., Gidaracos E. (2009): Asbestos pollution in an inactive mine: determination of asbestos fibers in the deposit tailings and water. *Journal of Hazardous Materials*, 167 (2009), pp. 1080-1088.

Koumantakis E., Kalliopi A., Dimitrios K., Gidaracos E., (2009): Asbestos pollution in an inactive mine: Determination of asbestos fibers in the deposit tailings and water. *Journal of Hazardous Materials* 167 (1-3), 1080-1088.

Kumar A., Maiti S.K. (2015): Assessment of potentially toxic heavy metal contamination in agricultural fields, sediment, and water from an abandoned chromite-asbestos mine waste of Roro hill, Chaibasa, India. *Environmental Earth Sciences*, 74 (2015), pp. 2617-2633.

Kusiorowski R., Lipowska B., Kujawa M., Gerle A. (2023): Problem of asbestos-containing wastes in Poland. *Cleaner Waste Systems*, Volume 4, April 2023, 100085.

Lee, R.J., Strohmeier, B., Bunker, K., Van Orden, D., (2008): Naturally occurring asbestos - A recurring public policy challenge. *Journal of Hazardous Materials* 153 1–21.

Luce, D., Brochard, P., Quénel, P., Salomon-Nekiriai, C., Goldberg, P., Billon-Galland, M.A., Goldberg, M. (1994): Malignant pleural mesothelioma associated with exposure to tremolite. *Lancet*, 344 (8939–8940) (1994), p. 1777.

Malinconico S., Cappa F., Zamengo L. (2005): International and Italian regulations concerning asbestos limits in liquids. *International Conference on Asbestos Monitoring and Analytical Methods (AMAM)*.

Malinconico S., Paglietti F., Serranti S., Bonifazi G., Lonigro I. (2022): Asbestos in soil and water: A review of analytical techniques and methods. *Journal of Hazardous Materials*, 436. 129083, ISSN 0304-3894.

McGuire M.J., Bowers A.E., Bowers D.A. (1982): Asbestos analysis case history: surface water supply in Southern California. *Res. Technol.*, 74 (9) (1982), pp. 470-478.

McMillan L.M., Stout R.G., Willey B.F. (1977): Asbestos in raw and treated water: an electron microscopy study. *Environmental Science and Technology* 11 (4) (1977), pp. 390-394.

Meck M., Love D., Mapani B. (2006): Zimbabwean mine dumps and their impacts on river quality – a reconnaissance study. *Physics and Chemistry of the Earth*, 31 (2006), pp. 797-803.

Millette J. R., Clark P. J., Pansing M. F., Twyman J. D. (1980): Concentration and size of asbestos in water supplies. *Environmental Health Perspectives*. 34. 13-25.

Millette J. R., Clark P. J., Stober J., Rosenthal M. (1983): Asbestos in water supplies of the United States. *Environmental Health Perspectives*, 53, 45-48.

Millette J.R., Clark P.J., Pansing M.F., Twyman J.D. (1980): Concentration and size of asbestos in water supplies. *Environmental Health Perspectives*, 34 (1980), pp. 13-25.

Millette J.R., Clark P.J., Stober J., Rosenthal M. (1983): Asbestos in water supplies of the United States. *Environmental Health Perspectives*, 53 (1983), pp. 45-48.

Mohanty S.K., Salamatipour A., Willenbring J.K. (2021): Mobility of asbestos fibers below ground is enhanced by dissolved organic matter from soil amendments. *Journal of Hazardous Materials Letters*, Volume 2, 2021, 100015, ISSN 2666-9110.

Monaro S., Landsberger S., Lecomte R., Paradis P. (1983): Asbestos pollution levels in river water measured by proton-induced X-ray emission (PIXE) techniques. *Environmental Pollution*, B, 5 (1983), pp. 83-90,

Mossman B.T., Kamp D.W., Weitzman S.A. (1996): Mechanisms of Carcinogenesis and Clinical Features of Asbestos-Associated Cancers. *Cancer Investigation*, 5, 466-480.

Musti M., Pollice A., Cavone D., Dragonieri S., Bilancia M. (2009): The relationship between malignant mesothelioma and an asbestos cement plant environmental risk: a spatial case-control study in the city of Bari (Italy). *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 82 (4) (2009), pp. 489-497.

Nielsen L.S., Baelum J., Rasmussen J., Dahl S., Olsen K.E., Albin M., Hansen N.C., Sherson D. (2014): Occupational asbestos exposure and lung cancer-a systematic review of the literature. *Archives of Occupational and Environmental Health*, 69 (4) (2014), pp. 191-206.

Obmiński A. (2022): Asbestos cement products and their impact on soil contamination in relation to various sources of anthropogenic and natural asbestos pollution. *Sci Total Environ*. 2022 Nov 20;848:157275. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.157275. Epub 2022 Jul 26. PMID: 35905955.

Pan X.L., Day H.W., Wang W., Beckett L.A., Schenker M.B. (2005): Residential proximity to naturally occurring asbestos and mesothelioma risk in California. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 172 (8) (2005), p. 1019125

Pelley A.J., Tufenkji N. (2008): Effect of particle size and natural organic matter on the migration of nano- and microscale latex particles in saturated porous media. *Journal of Colloid and Interface Science*, 321 (1) (2008), pp. 74-83.

Petriglieri J. R., Laporte-Magoni C., Salvioli-Mariani E., Ferrando S., Tomatis M., Fubini B., Turci F. (2021): Morphological and chemical properties of fibrous antigorite from lateritic deposit of New Caledonia in view of hazard assessment. *Science of The Total Environment*, Volume 777, 10 July 2021, 146185

Pirani G. (2017): Amianto nelle acque: inquadramento normativo e proposte operative. D. Baldi (Ed.), *Rischio amianto in Italia: da minerale pregiato a minaccia per la salute e per l'ambiente*. *Geologia dell'Ambiente*, Addendum to no.4/2017 (2017), pp. 53-62.

Pollastri S., Gualtieri A.F., Gualtieri M.L., Hanuskova M., Cavallo A., Gaudino G. (2014): The zeta potential of mineral fibres. *Journal of Hazardous Materials*, 276 (0) (2014), pp. 469-479.

Punturo R., Ricchiuti C., Bloise A. (2019): Assessment of Serpentine Group Minerals in Soils: A Case Study from the Village of San Severino Lucano (Basilicata, Southern Italy). *Fibers*, 7 (2) (2019), p. 18.

Punturo R., Ricchiuti C., Bloise A. (2019): Assessment of Serpentine Group Minerals in Soils: A Case Study from the Village of San Severino Lucano (Basilicata, Southern Italy). *Fibers*, 7 (2) (2019), p. 18.

Punturo R., Ricchiuti C., Mengel K., Apollaro C., Rosa R., Bloise A. (2018): Serpentinite-derived soils in southern Italy: potential for hazardous exposure. *Journal of Mediterranean Earth Sciences*, (2018), p. 10.

Ramazzini C. (2010): Asbestos is still with us: Repeat Call for a Universal Ban. 2010

Ramazzini C. (2010): Asbestos is still with us: repeat call for a universal ban. *Archives of Environmental & Occupational Health* 3, 121-126.

Ricchiuti C., Bloise A., Punturo R., (2020): Occurrence of asbestos in soils: state of the art. *Episodes* 43(3): 881-891.

Ricchiuti C., Pereira D., Punturo R., Giorno E., Miriello D., A. Bloise (2021): Hazardous elements in asbestos tremolite from the Basilicata region, southern Italy: a first step. *Fibers*, 9 (8) (2021)

Roccaro P., Vagliasindi F.G.A. (2018): Indoor release of asbestiform fibers from naturally contaminated water and related health risk. *Chemosphere*, 202 (2018), pp. 76-84.

Rozalen M., Ramos M.E., Fiore S., Gervilla F., Huertas F.J. (2014): Effect of oxalate and pH on chrysotile dissolution at 25 degrees C: An experimental study. *American Mineralogist*, 99 (4) (2014), pp. 589-600.

Ryan J.N., Elimelech M. (1996): Colloid mobilization and transport in groundwater. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 107 (1996), pp. 1-56.

Sachanbiński M. (2009): Results of research on asbestos pollution of the natural environment of Lower Silesia Seminar: "Risk Assessment of Buildings Contaminated With Asbestos Dust and Risk Control Methods" Warsaw-ITB (2009)

Sachanbiński M. (2009): Results of research on asbestos pollution of the natural environment of Lower Silesia. Seminar: "Risk Assessment of Buildings Contaminated With Asbestos Dust and Risk Control Methods" Warsaw-ITB (2009)13–14 October

Schreier H., Omueti J., Lavkulich L. (1987): Weathering processes of asbestos-rich serpentinitic sediments. *Soil Science Society of America Journal*. 51. 993-999.

Selikoff I.J., Churg J., Hammond E.C. (1965): The occurrence of asbestosis among insulation workers in the United States. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1965; 132(1):139-55.

Skinner H.C.W., Ross M., Frondel C. (1988): *Asbestos and Other Fibrous Materials: Mineralogy, Crystal Chemistry, and Health Effects*. Oxford University Press (1988)

Spurny K. R., Marfels H., Boose C., Weiss G., Opiela H., Wulbeck F. J. (1989): Fiber emissions from weathered and corroded asbestos cement products. Part 2. Physical and chemical properties of the released asbestos fibres. *Zentralblatt fuer Hygiene und Umweltmedizin*. 188:3-4. 262-270.

Spurny K.R. (1989): On the release of asbestos fibers from weathered and corroded asbestos cement products. *Environmental Research* 1, 100-116.

Stayner L., Welch L.S., Lemen R. (2013): The worldwide pandemic of asbestos-related diseases. *Annual Review of Public Health*, 34 (2013), pp. 205-216.

Swartjes F., Trompe P. (2008): A tiered approach for the assessment of the human health risks of asbestos in soils. *Soil Sediment Contam. Int. J.*, 17 (2) (2008), pp. 137-149.

Swartjes F.A., Tromp P.C. (2008): A tiered approach for the assessment of the human health risks of asbestos in soils. *Soil and Sediment Contamination*, 17 (2) (2008), pp. 137-149.

Swartjes F.A., Tromp P.C., Wezenbeek J.M. (2003): *Assessing Risks of Soil Contamination with Asbestos (In Dutch)*. RIVM report 711701034, 2003 RIVM, Bilthoven, The Netherlands (2003)

Szeszenia-Dabrowska N., Wilczynska U., Szymczak W., Laskowicz K. (1998): Environmental exposure to asbestos in asbestos cement workers: a case of additional exposure from indiscriminate use of industrial wastes. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, 11 (2) (1998), pp. 171-177.

The fate of asbestos in soil: remediation prospects and paradigms (2016), American Chemical Society Meeting in Philadelphia, National Conference in Philadelphia Session TOXI 25 (<https://scripps.ucsd.edu/news/new-study-challenges-assumption-asbestos-ability-move-soil> (2016))

Thom J.G.M., Dipple G.M., Power I.M., Harrison A.L. (2013): Chrysotile dissolution rates: Implications for carbon sequestration. *Applied Geochemistry*, 35 (2013), pp. 244-254.

Totaro M., Giorgi S., Filippetti E., Gallo A., Frendo L., Privitera G., Baggiani A. (2019): Asbestos in drinking water and the dangers to human health: a narrative synthesis. *Ig. E Sanita Pubblica* 75 (2019), pp. 303-312.

Tóth E., Weiszburg T. (2011): *Környezeti ásványtan*. Typotex Kiadó, Budapest.

Tufenkji N., Elimelech M. (2005): Breakdown of colloid filtration theory: role of the secondary energy minimum and surface charge heterogeneities. *Langmuir*, 21 (3) (2005), pp. 841-852

Turci, F., Favero-Longo, S.E., Gazzano, C., Tomatis, M., Gentile, L., Bergamini, M. (2016): Assessment of asbestos exposure during a simulated agricultural activity in the proximity of the former asbestos mine of Balangero, Italy. *Journal of Hazardous Materials*, 308 (2016), pp. 321-327.

U.S. Environmental Protection Agency. Reuse and Revitalization in Ambler, Pennsylvania (accessed: 28 June 2022) <https://www.epa.gov/ambler/reuse-and-revitalization-ambler-pennsylvania>.

U.S. EPA-Environmental Protection Agency (1994): Method 100.2 Determination of Asbestos Structures over 10 µm in Length in Drinking Water. EPA/600/R-94/134.

U.S. EPA-Environmental Protection Agency (2004): Safe Drinking Water Act. EPA 816-F-04-030

Vignaroli G., Rossetti F., Belardi G., Billi A. (2011): Linking rock fabric to fibrous mineralisation: A basic tool for the asbestos hazard. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 2011, 11, 1267–1280.

Vignaroli G., Rossetti F., Belardi G., Billi A. (2011): Linking rock fabric to fibrous mineralisation: A basic tool for the asbestos hazard. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 2011, 11, 1267–1280.

Virta R.L. (2006): *Worldwide Asbestos Supply and Consumption Trends from 1900 Through 2003* US Geological Survey, Reston, V. A.

Wagner J.C., Sleggs C.A., Marchand P. (1960): Diffuse pleural mesothelioma and asbestos exposure in the North Western Cape Province. *British journal of industrial medicine*. 1960; 17:260-71.

Walter M., Geroldinger G., Gille L., Kraemer S. M., Schenkeveld W. D.C. (2022): Soil-pH and cement influence the weathering kinetics of chrysotile asbestos in soils and its hydroxyl radical yield. *Journal of Hazardous Materials*, Volume 431, 5 June 2022, 128068

Walter M., Schenkeveld W., Reissner M., Gille L., Kraemer S.M. (2019): The effect of pH and biogenic ligands on the weathering of chrysotile asbestos; the pivotal role of tetrahedral Fe in dissolution kinetics and radical formation. *Chemistry – A European Journal*, 25 (2019), p. 3386.

Walter M., Schenkeveld W.D.C., Geroldinger G., Gille L., Reissner M., Kraemer S.M. (2020): Identifying the reactive sites of hydrogen peroxide decomposition and hydroxyl radical formation on chrysotile asbestos surfaces. *Particle and Fibre Toxicology*, 17 (1) (2020), p. 3.

Wang J., Schlagenhauf L., Setyan A. (2017): Transformation of the released asbestos, carbon fibers and carbon nanotubes from composite materials and the changes of their potential health impacts. *Journal of Nanobiotechnology*, 15 (2017), p. 15.

Webber J. S., Covey J. R. (1991): Asbestos in Water. *Critical Reviews in Environmental Control*. 21:3-4. 331-371.

Webber J.S., Syrotynski S., King M.V. (1998): Asbestos-contaminated drinking water: its impact on household air. *Environmental Research*, 46 (2) (1988), pp. 153-167.

Wei B., Ye B., Yu J., Jia X., Zhang B., Zhang X., Lu R., Dong T., Yang L. (2013): Concentrations of asbestos fibers and metals in drinking water caused by natural crocidolite asbestos in the soil from a rural area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185 (4) (2013), pp. 3013-3022.

Welch LS, and Lemen R. (2013): The worldwide pandemic of asbestos-related diseases. *Annu Rev Public Health*. 2013; 34: 205-16.

World Health Organization (WHO) (1986): Asbestos and other natural mineral fibers. *Environmental Health Criteria* 53, Geneva, Switzerland (1986)

World Health Organization (WHO) (2006): Elimination of Asbestos-related Diseases (No. WHO/SDE/OEH/06.03). World Health Organization (2006)

World Health Organization (WHO): Air Quality Guidelines for Europe (2nd edition), WHO Regional Publications (2000), (European series, No. 91)

Zhang Y.-L., Kim Y.-C., Hong W.-H. (2016): Visualizing distribution of naturally discharged asbestos fibers in Korea through analysis of thickness changes in asbestos cement slates. *Journal of Cleaner Production*, Volume 112, Part 1, 20 January 2016, Pages 607-619.